

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'Océanite cul-blanc *Oceanodroma leucorhoa*

Population de l'Atlantique

au Canada



MENACÉE
2020

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2020. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'Océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) (population de l'Atlantique) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xiii + 82 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Note de production :

Le COSEPAC remercie Sabina I. Wilhelm, April Hedd, Gregory J. Robertson et Ingrid L. Pollet d'avoir rédigé le rapport de situation sur l'Océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*), population de l'Atlantique, au Canada, qui a été préparé avec le soutien financier du Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada, Région de l'Atlantique, d'Oiseaux Canada et de la subvention des Initiatives des écosystèmes de l'Atlantique. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Richard Elliot, coprésident du Sous-comité de spécialistes des oiseaux du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement et Changement climatique Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Télec. : 819-938-3984

Courriel : ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca
www.cosepac.ca

Also available in English under the title "COSEWIC assessment and status report on the Leach's Storm-Petrel (Atlantic population) *Oceanodroma leucorhoa* in Canada."

Photo de la couverture :

Océanite cul-blanc — Photo : Bruce Mactavish (utilisation autorisée).

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020.
N° de catalogue CW69-14/803-2021F-PDF
ISBN 978-0-660-38853-3



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Novembre 2020

Nom commun

Océanite cul-blanc – population de l'Atlantique

Nom scientifique

Oceanodroma leucorhoa

Statut

Menacée

Justification de la désignation

Ce petit oiseau de mer pélagique et longévif a une vaste aire de répartition mondiale et niche sur des îles extracôtières au sein de populations isolées dans l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord. La population de l'Atlantique niche dans des terriers dans plus de 80 colonies dans l'Est canadien. L'espèce parcourt souvent des centaines de kilomètres pour se nourrir de minuscules poissons bioluminescents. Cette population hiverne dans les eaux équatoriales productives de l'océan Atlantique, et certains individus se rendent jusque dans les eaux au large de l'Afrique du Sud et du Brésil. Selon des relevés réalisés dans 8 grandes colonies, le nombre d'individus a diminué de 54 % au cours des 3 dernières générations (44 ans), et le taux de déclin est à la hausse. Certaines colonies du Québec ont disparu ces dernières années. De plus, des colonies croissantes de Macareux moines ont évincé l'espèce de son habitat de nidification de prédilection dans plusieurs de ses grandes colonies. Le faible taux de survie des adultes lié aux taux de prédation accrus par les goélands semble être un facteur démographique clé des déclinés observés. Les déclinés devraient se poursuivre. Parmi les autres menaces figurent les changements dans le réseau trophique de l'Atlantique Nord-Ouest, la production pétrolière et gazière extracôtière et l'attraction de l'espèce pour les sources de lumière artificielle, qui peuvent causer des collisions et piéger les jeunes oiseaux. Malgré ces diminutions, la population globale, qui compte un nombre estimé à environ 5 millions d'individus matures se reproduisant au Canada, demeure grande et répandue.

Répartition au Canada

Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, océan Atlantique

Historique du statut

Espèce désignée « menacée » en novembre 2020.



COSEPAC Résumé

Océanite cul-blanc *Oceanodroma leucorhoa*

Population de l'Atlantique

Description et importance de l'espèce sauvage

L'Océanite cul-blanc est la plus petite (environ 45 g) et la plus répandue des espèces procellariiformes (pétrel) nichant dans l'hémisphère Nord. Cet oiseau de mer à narines tubulaires se caractérise par un plumage brun noirâtre foncé, une queue fourchue, une large bande diagonale pâle sur les ailes et une tache blanche distinctive sur le croupion. Il se reproduit en grandes colonies et niche dans des terriers qu'il creuse dans les îles côtières et extracôtières.

Le Canada a une responsabilité mondiale importante envers l'Océanite cul-blanc, puisqu'il abrite environ 40 % de la population reproductrice mondiale. L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique au Canada représente environ un tiers des effectifs mondiaux, et la plus grande colonie se trouve sur l'île Baccalieu, à Terre-Neuve-et-Labrador. BirdLife International a désigné l'espèce comme étant menacée à l'échelle mondiale en 2016; l'espèce a ensuite été classée dans la catégorie de risque plus élevée « vulnérable » de la liste rouge de l'UICN, en raison des déclin importants de la population, en particulier dans l'Atlantique Ouest.

Répartition

L'Océanite cul-blanc se reproduit principalement dans l'hémisphère Nord, sur des îles extracôtières dans les océans Atlantique (vers le sud jusqu'à environ 41° N) et Pacifique (vers le sud jusqu'à environ 25° N). Les populations de l'Atlantique et du Pacifique sont considérées comme des unités désignables (UD) distinctes, car elles sont géographiquement isolées et il y a très peu de possibilités d'échange de gènes. L'UD de l'Atlantique est la seule prise en compte dans le présent document.

Il existe jusqu'à 93 colonies de nidification actives de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada, depuis le sud du Labrador jusqu'à l'embouchure de la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick, ce qui comprend le golfe du Saint-Laurent, au Québec. L'espèce se reproduit le plus abondamment le long des côtes est et sud de Terre-Neuve et de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse. L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique hiverne principalement entre les eaux équatoriales de l'océan Atlantique et la côte sud-ouest de l'Afrique, ainsi que dans l'océan Atlantique Ouest au large du Brésil.

Habitat

L'Océanite cul-blanc se reproduit sur des îles recouvertes de végétation où il n'y a généralement pas de mammifères prédateurs et préfère les habitats bien drainés où il est possible de creuser des terriers, comme les forêts basses et les prés. Il se reproduit généralement sur des îles abritant d'autres oiseaux de mer, dont de grands goélands, et tend à utiliser un habitat différent de celui qu'utilisent d'autres espèces nichant dans des terriers. La quantité et la qualité de l'habitat convenable ont diminué dans certaines colonies, principalement en raison de l'empiétement par des espèces comme le Macareux moine.

L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique se nourrit en surface et cherche de la nourriture au-dessus ou au-delà du plateau continental pendant la période de reproduction. Il parcourt des distances allant de 400 à 800 km pour s'alimenter la nuit dans les eaux libres des océans; il se nourrit, entre autres, de poissons-lanternes bioluminescents qui migrent verticalement. En dehors de la période de reproduction, l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique est principalement associée aux eaux chaudes productives dans les zones à forte remontée de nutriments ou dans les régions côtières.

Biologie

Au Canada, l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique se reproduit habituellement pour la première fois à l'âge de 6 ou 7 ans; dans des conditions normales, la durée d'une génération est estimée à 14,8 ans. Cependant, dans l'Est du Canada, la durée d'une génération réelle est probablement moins élevée, puisque l'estimation du taux de survie des adultes est seulement d'environ 0,78 à 0,86 dans plusieurs colonies de l'Atlantique canadien. Les adultes sont monogames et se montrent très fidèles au site de nidification, retournant généralement dans le même terrier de nidification chaque année pour élever un seul oisillon. En revanche, les jeunes oiseaux retournent rarement dans leur colonie natale pour se reproduire, ce qui laisse croire que les colonies d'Océanites cul-blanc présentes dans l'océan Atlantique forment une seule métapopulation en raison d'une dispersion natale élevée. L'incubation dure entre 37 et 50 jours, et les oisillons prennent leur envol entre l'âge de 58 et 77 jours. L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique est strictement nocturne dans la colonie : les arrivées et les départs des adultes ainsi que l'envol des oisillons ont lieu la nuit.

Taille et tendances des populations

En tout, 106 colonies ont abrité ou abritent des Océanites cul-blanc nicheurs dans l'Est du Canada, et la population actuelle est estimée à environ 5 277 000 individus matures. Vingt îles, qui soutiennent chacune plus de 2 000 individus matures, abritent collectivement 99,7 % de la population. Dix colonies qui accueillait autrefois des océanites nicheurs ont été abandonnées au cours des 3 dernières générations, ce qui a causé une réduction estimée de l'indice de zone d'occupation d'environ 11 % au cours de cette période.

Les tendances de 8 colonies représentant environ 91 % de la population de l'Est du Canada, ce qui comprend toutes les grandes colonies, ont été analysées. Un taux annuel moyen de déclin de 1,74 %/an a été observé dans les colonies ayant fait l'objet d'un suivi au cours des 3 dernières générations (44 ans), et le taux de déclin était plus marqué (2,64 %/an) au cours des 2 dernières générations (30 ans). L'estimation des déclin pour ces 2 périodes est similaire, car le taux de déclin s'est accentué au cours des dernières années : la baisse notée était de 55,2 % au cours des 2 dernières générations et de 53,8 % au cours des 3 dernières générations. Selon des études paléoécologiques menées sur l'île Baccalieu, la taille de la population a atteint un pic au milieu des années 1980, suivi d'un déclin rapide, ce qui corrobore les tendances démographiques estimées à partir de relevés conventionnels. Les populations d'Océanites cul-blanc dans une colonie de Saint-Pierre-et-Miquelon, archipel français adjacent à Terre-Neuve, semblent généralement stables, tandis que la population beaucoup plus petite du Maine, aux États-Unis, augmente. Cependant, toutes les colonies sources potentielles dans l'est de l'Atlantique sont en déclin.

Menaces et facteurs limitatifs

Les causes du déclin de la population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique sont actuellement inconnues, mais seraient plurifactorielles. De faibles taux de survie annuels des adultes dans les colonies de l'Est du Canada semblent être un facteur démographique clé qui contribue aux déclin observés et sont en partie déterminés par le taux élevé de prédation par de grands goélands présents dans les colonies de nidification. Le faible taux de survie annuel de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique diffère des taux estimés d'environ 0,97 pour les populations le long de la côte du Pacifique du Canada. L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique est menacé par la production pétrolière et gazière extracôtière et par d'autres industries maritimes, principalement en raison de l'attraction de l'espèce pour les sources de lumière, qui cause des collisions et piège les oiseaux sur des structures extracôtières et des navires. À cause des sources de lumières artificielles dans les collectivités ou les sites industriels près des colonies, des Océanites cul-blanc ayant récemment pris leur envol entrent en collision avec des structures, ou restent piégés au sol, où ils sont vulnérables à la prédation. Par ailleurs, dans les plus grandes colonies d'océanites, les colonies croissantes de Macareux moines empiètent sur l'habitat de nidification de l'espèce. La hausse des températures mondiales semble être associée à une réduction du succès reproductif dans certaines colonies à la limite sud de l'aire de répartition. Les phénomènes météorologiques violents associés aux changements

climatiques sont de plus en plus fréquents, ce qui contribue à l'échouage massif d'Océanites cul-blanc, et les changements écosystémiques associés à des températures anormalement élevées peuvent avoir une incidence sur la disponibilité de proies dans les aires de reproduction et d'hivernage. L'exposition à des teneurs élevées de mercure, ainsi qu'à d'autres contaminants par l'ingestion de particules de plastique, peut avoir des effets négatifs sur la survie des adultes, le succès reproductif et le recrutement.

Protection, statuts et classements

L'Océanite cul-blanc est protégé au Canada par la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*; il est également protégé aux États-Unis et au Mexique en vertu d'une législation parallèle. À l'heure actuelle au Canada, 29 îles, qui abritent au total 93 % de la population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique, sont protégées à titre de refuges d'oiseaux migrateurs ou de parcs nationaux par le gouvernement fédéral, ou à titre d'aires de gestion de la faune ou de réserves écologiques d'oiseaux de mer par des provinces.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Nom scientifique : *Oceanodroma leucorhoa*

Nom français : Océanite cul-blanc (population de l'Atlantique)

Nom anglais : Leach's Storm-Petrel (Atlantic population)

Répartition au Canada : Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, océan Atlantique

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population)	Environ 14,8 ans, d'après une estimation de l'UICN fournie par BirdLife International (Bird <i>et al.</i> , 2020).
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui, un déclin continu est observé, d'après des dénombrements dans les colonies canadiennes.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans].	-55,2 % sur 2 générations (1988-2018); déclin observé, d'après des dénombrements dans les colonies canadiennes.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans].	-53,8 % sur 3 générations (1974-2018); réduction observée, d'après des dénombrements dans les colonies canadiennes.
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans].	Une réduction du nombre d'individus matures devrait se poursuivre à l'avenir, d'après l'impact global des menaces évalué comme étant élevé.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	La réduction du nombre d'individus matures de 55,2 % observée au cours des 2 dernières générations devrait se poursuivre à l'avenir, d'après l'impact global des menaces évalué étant comme élevé.
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a. Partiellement; certaines causes sont réversibles (p. ex. le taux de prédation élevé dans les colonies et les échouages associés à l'attirance de l'espèce pour des sources de lumière). b. Non, les causes du déclin ne sont que partiellement comprises. c. Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	850 992 km ² ; d'après le plus petit polygone convexe entourant les récentes colonies (celles où la reproduction est confirmée depuis 1970).
Indice de zone d'occupation (IZO) (valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté)	284 km ² ; d'après une grille à carrés de 2 km de côté superposée sur les récentes colonies (celles où la reproduction est confirmée depuis 1970).
La population totale est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouvent dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce?	a. Non b. Non
Nombre de localités (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	De 82 à 93 localités; cette fourchette correspond au nombre de colonies actives (la prédation dans chacune des colonies est considérée comme la menace plausible la plus grave).
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Oui; un déclin d'environ 11 % a été observé sur 3 générations.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	s. o.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités?	Oui; la perte de dix colonies (localités) a été observée au cours des 3 dernières générations (déclin d'environ 11 %).
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui; il y a un déclin observé de l'étendue de l'habitat terrestre et un déclin inféré de la qualité de l'habitat marin.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Total par province ou région (aucune sous-population identifiable)	Nombre d'individus matures
Labrador	Estimations d'après les relevés des colonies : 276
Terre-Neuve	4 914 504
Nouvelle-Écosse	318 540
Nouveau-Brunswick	43 586
Québec	36
Total	5 277 000 (fourchette de 4 235 000 à 5 954 000)

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, selon la plus longue période, jusqu'à un maximum de 100 ans, ou 10 % sur 100 ans]	Inconnu; aucune analyse n'a été effectuée.
--	--

Menaces

Un calculateur de menaces a été rempli pour cette espèce le 13 janvier 2020 par : Sabina Wilhelm, April Hedd, Greg Robertson, Ingrid Pollet (rédacteurs du rapport), Richard Elliot (coprésident du SCS), David Fraser (animateur), Marie-France Noël (Secrétariat du COSEPAC), Courtney Baldo, Louise Blight, Neil Burgess, Josh Cunningham, Dave Fifield, Marcel Gahbauer, Carina Gjerdrum, Rielle Hoeg, Andy Horn, Jessica Humber, Elsie Krebs, Bob Mauck, Mark McGarrigle, Pam Mills, Bill Montevecchi, Allison Moody, Jean-François Rail, Michael Rodway, Rob Ronconi, Donald Sam, Dave Shutler, Iain Stenhouse, Laura Tranquilla.

L'impact global des menaces attribué est **élevé-élevé**, et les menaces suivantes pesant sur l'espèce ont été déterminées. Elles sont présentées ici en ordre décroissant d'impact :

- 3.1 Forage pétrolier et gazier (moyen)
- 8.2 Espèces indigènes problématiques (moyen)
- 9.6 Apports excessifs d'énergie (moyen-faible)
- 11.1 Déplacement et altération de l'habitat (moyen-faible)
- 8.1 Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes (faible)
- 9.2 Effluents industriels et militaires (faible)
- 9.4 Déchets solides et ordures (faible)
- 11.4 Tempêtes et inondations (faible)
- 7.3 Autres modifications de l'écosystème (négligeable)
- 6.1 Activités récréatives (négligeable)
- 6.3 Travail et autres activités (négligeable)
- 3.3 Énergie renouvelable (inconnu)
- 9.5 Polluants atmosphériques (inconnu)

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique a un faible potentiel de reproduction (première reproduction à l'âge de 6 ou 7 ans et élevage d'un oisillon par an maximum), de sorte que les taux de survie annuels constamment faibles des adultes, observés actuellement dans de nombreuses colonies, contribuent aux déclin de la population et limitent gravement sa capacité de rétablissement. Les adultes en âge de se reproduire sont très fidèles à des colonies de nidification particulières, ce qui peut limiter la croissance des colonies, les adultes ne se déplaçant pas vers d'autres colonies même si les conditions locales contribuent à leur faible taux de survie. Les taux de dispersion natale élevés des Océanites cul-blanc de

l'Atlantique juvéniles peuvent être un facteur limitatif si l'émigration des jeunes oiseaux des colonies canadiennes est plus importante que l'immigration d'individus provenant de colonies d'autres pays de l'Atlantique Nord.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	Bien que certaines colonies à proximité du Canada soient stables ou à la hausse, la plupart des populations de source externe sont en déclin. La population du Grand Colombier (Saint-Pierre-et-Miquelon; 399 870 individus) semble stable; la population du Maine (62 500 individus) est à la hausse; d'autres colonies sources possibles, dont les plus grandes colonies de l'Atlantique en Islande et en Écosse, sont en déclin.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui; les océanites n'ayant pas encore niché se déplacent largement d'une colonie à l'autre, mais les reproducteurs établis retournent à la même colonie.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
Les conditions se détériorent-elles au Canada?	Oui, dans certaines régions; les conditions dans certaines colonies se détériorent principalement en raison de l'empiètement par d'autres espèces.
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Oui, dans certaines régions; les conditions se détériorent probablement dans les colonies de l'Atlantique Nord-Est, de Saint-Pierre-et-Miquelon et du Maine.
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Peu probable
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Possible, mais peu probable; le nombre d'immigrants depuis des colonies externes est probablement insuffisant.

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non
--	-----

Statut actuel

Historique du statut selon le COSEPAC :
Espèce désignée « menacée » en novembre 2020.

Statut et justification de la désignation

Statut Menacée	Code alphanumérique : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2bce+4bce, mais désignée comme « espèce menacée », critères A2bce+4bce, car la population est répandue et abondante, et n'est donc pas exposée à une disparition imminente.
Justification de la désignation Ce petit oiseau de mer pélagique et longévif a une vaste aire de répartition mondiale et niche sur des îles extracôtières au sein de populations isolées dans l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord. La population de l'Atlantique niche dans des terriers dans plus de 80 colonies dans l'Est canadien. L'espèce parcourt souvent des centaines de kilomètres pour se nourrir de minuscules poissons bioluminescents. Cette population hiverne dans les eaux équatoriales productives de l'océan Atlantique, et certains individus se rendent jusque dans les eaux au large de l'Afrique du Sud et du Brésil. Selon des relevés réalisés dans 8 grandes colonies, le nombre d'individus a diminué de 54 % au cours des 3 dernières générations (44 ans), et le taux de déclin est à la hausse. Certaines colonies du Québec ont disparu ces dernières années. De plus, des colonies croissantes de Macareux moines ont évincé l'espèce de son habitat de nidification de prédilection dans plusieurs de ses grandes colonies. Le faible taux de survie des adultes lié aux taux de prédation accrus par les goélands semble être un facteur démographique clé des déclinés observés. Les déclinés devraient se poursuivre. Parmi les autres menaces figurent les changements dans le réseau trophique de l'Atlantique Nord-Ouest, la production pétrolière et gazière extracôtière et l'attraction de l'espèce pour les sources de lumière artificielle, qui peuvent causer des collisions et piéger les jeunes oiseaux. Malgré ces diminutions, la population globale, qui compte un nombre estimé à environ 5 millions d'individus matures se reproduisant au Canada, demeure grande et répandue.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2bce et A4bce. Le déclin de 54 % du nombre d'individus matures observé au cours des 3 dernières générations (44 ans), d'après les tendances tirées des relevés des colonies de nidification, est supérieur au seuil. Ce déclin repose en partie sur la diminution de l'indice de zone d'occupation et de l'étendue et de la qualité de l'habitat, ainsi que sur les effets de la compétition pour l'habitat de nidification, de la prédation par les goélands et de la pollution lumineuse. Ces déclinés et ces effets sont susceptibles de se poursuivre dans le futur, d'après l'impact global des menaces évalué comme étant élevé, et d'être accompagnés d'un déclin de la population supérieur à 50 % sur une période de 3 générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne s'applique pas, car la zone d'occurrence de 850 992 km ² est supérieure aux seuils et l'IZO de 284 km ² est inférieur au seuil de la catégorie « espèce en voie de disparition », mais la population n'est pas gravement fragmentée, se trouve dans plus de 10 localités et ne connaît aucune fluctuation extrême.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne s'applique pas, car l'estimation de 5 277 000 individus matures dans la population est supérieure aux seuils.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne s'applique pas, car l'estimation de 5 277 000 individus matures dans la population est supérieure aux seuils et l'IZO est supérieure à 20 km ² .
Critère E (analyse quantitative) : Ne s'applique pas, car aucune analyse n'a été effectuée.



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2020)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'Océanite cul-blanc *Oceanodroma leucorhoa*

Population de l'Atlantique

au Canada

2020

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE	6
Nom et classification.....	6
Description morphologique.....	6
Structure spatiale et variabilité de la population	6
Unités désignables	7
Importance de l'espèce.....	8
RÉPARTITION	8
Aire de répartition mondiale.....	8
Aire de répartition canadienne.....	10
Zone d'occurrence et zone d'occupation	14
Activités de recherche	15
HABITAT TERRESTRE	16
Besoins en matière d'habitat terrestre	16
Tendances en matière d'habitat terrestre.....	17
HABITAT MARIN	17
Besoins en matière d'habitat marin	17
Tendances en matière d'habitat marin.....	18
BIOLOGIE	19
Cycle vital et reproduction	19
Physiologie et adaptabilité	21
Régime alimentaire et quête de nourriture.....	21
Déplacements et dispersion	22
Relations interspécifiques.....	23
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	24
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	24
Abondance	26
Fluctuations et tendances.....	27
Tendances dans les pays voisins	34
Immigration de source externe	35
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	36
Menaces	36
Facteurs limitatifs.....	44
Nombre de localités	44
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	45
Statuts et protection juridiques	45

Statuts et classements non juridiques	45
Protection et propriété de l'habitat	46
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS	47
Remerciements	47
Experts contactés	47
SOURCES D'INFORMATION	48
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT	64
COLLECTIONS EXAMINÉES	65

Liste des figures

Figure 1 Aire de répartition mondiale de l'Océanite cul-blanc (<i>Oceanodroma leucorhoa</i>). Tirée de BirdLife International (2019).....	9
Figure 2 Aire de répartition et taille relative des colonies de nidification de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada (cercles orange) et le territoire français de Saint-Pierre-et-Miquelon (cercle rouge). Carte élaborée par S. Wilhelm d'après les données à l'annexe 1.....	11
Figure 3 Trajets de recherche de nourriture de 131 Océanites cul-blanc de l'Atlantique provenant de 7 colonies de nidification de l'Est du Canada pendant la période d'incubation, de 2013 à 2014 (Hedd <i>et al.</i> , 2018).....	12
Figure 4 Aire de répartition en période internuptiale de 13 Océanites cul-blanc de l'Atlantique ayant fait l'objet d'un suivi au moyen de géolocalisateurs (Global Location Sensors, ou GLS) et provenant de l'île Outer (Bon Portage) et de l'île Country, en Nouvelle-Écosse, en A) 2012-2013 et 2013-2014, et en B) 2014-2015 et 2015-2016 (Pollet <i>et al.</i> , 2019b). Aire d'hivernage (de décembre à février) de 22 Océanites cul-blanc de l'Atlantique ayant fait l'objet d'un suivi à partir de C) l'île Gull (en 2012-2013 et en 2014-2015), et de D) l'île Baccalieu (de 2013-2014 à 2017-2018; Hedd, données inédites), à Terre-Neuve. Les différentes couleurs sur les cartes représentent des mentions de différents individus.	13
Figure 5 Carte montrant les récentes colonies où la nidification a été confirmée depuis 1970 (cercles pleins noirs) et les colonies de nidification passées (aucune confirmation depuis 1970; cercles vides) de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada. La zone d'occurrence est délimitée par le polygone orange, et l'indice de zone d'occupation (IZO) est indiqué par un point rouge dans les cercles pleins noirs montrant les colonies récentes. Carte élaborée par S. Allen, Secrétariat du COSEPAC, d'après les données à l'annexe 1.	14
Figure 6 Répartition en mer de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, pendant la période de reproduction (carte a, d'avril à juillet; carte b, d'août à novembre) et en dehors de la période de reproduction (carte c, de décembre à mars). Carte préparée par C. Gjerdrum, d'après des données de l'Atlas des oiseaux en mer dans l'est du Canada 2006-2016 (Environment and Climate Change Canada, 2016).....	23

- Figure 7 Tendances des populations et intervalles de crédibilité à 95 % connexes de 6 colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique à Terre-Neuve (îles Gull, Great, Baccalieu, Small, Middle Lawn et Green) de 1979 à 2018 (Robertson, données inédites, d'après les données à l'annexe 2). La taille de la colonie sur l'axe des ordonnées est représentée sur une échelle logarithmique (log10)..... 28
- Figure 8 Tendances des populations d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique et intervalles de crédibilité à 95 % connexes des colonies de l'île Outer, en Nouvelle-Écosse, et de l'île Kent, au Nouveau-Brunswick, de 1983 à 2018 (Robertson, données inédites, d'après les données à l'annexe 2). La taille de la colonie sur l'axe des ordonnées est représentée sur une échelle logarithmique (log10)..... 29
- Figure 9 Tendances des populations selon le nombre de terriers de nidification actifs dans quatre colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique au Québec, dans les ROM de l'Île-du-Corossol, de la Baie-des-Loups et des Îles-Sainte-Marie (îles Sainte-Marie et îles aux Perroquets [anciennement appelées « îles Boat »]), de 1982 à 2016 (Rail, données inédites)..... 30
- Figure 10 Tendances de la population et intervalles de crédibilité à 95 % connexes de 8 colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique de l'Est du Canada, de 1979 à 2018. Des lignes pointillées relient les différentes dates de relevé de chaque colonie, et une ligne noire pleine illustre la tendance générale au cours des 3 dernières générations (-1,74 %/an; Robertson, données inédites, d'après les données à l'annexe 2). La taille de la colonie sur l'axe des ordonnées est représentée sur une échelle logarithmique (log10). 32
- Figure 11 Répartition a posteriori des tendances de la population (β_1) d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique projetées sur 3 générations (44 ans), estimées à partir d'un modèle bayésien état-espace simple (annexe 3), à l'aide de données de relevé de 8 grandes colonies de l'Est du Canada étudiées au moyen de méthodes valables sur le plan statistique (1974-2018). Les seuils associés à des déclin de 30 % sur 3 générations (orange – espèce menacée selon les critères A2 et A4 du COSEPAC) et de 50 % (rouge – espèce en voie de disparition selon les critères A2 et A4 du COSEPAC) sont affichés, ce qui montre les probabilités de se situer au-dessus ou au-dessous de ces seuils. 33

Liste des tableaux

- Tableau 1. Résumé du nombre de colonies actives d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique (colonies confirmées depuis 1970) et estimations du nombre d'individus matures dans l'Est du Canada, par province et région (nombres totaux non arrondis; résumé d'après les données à l'annexe 1). 26
- Tableau 2. Nombre estimé d'individus matures de la population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique se reproduisant dans l'océan Atlantique, par pays. 36

Liste des annexes

- Annexe 1. Plus récentes estimations démographiques de toutes les colonies de reproduction actives et passées (non évaluées depuis 1970) d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada et à Saint-Pierre-et-Miquelon, en France, énumérées par nom de colonie et par province (LB = Labrador, TN = île de Terre-Neuve, NB = Nouveau-Brunswick, NE = Nouvelle-Écosse, QC = Québec) ou par région..... 66
- Annexe 2. Nombre estimé d'individus matures et intervalles de confiance à 95 % associés pour 10 colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique à Terre-Neuve, en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick qui ont servi à estimer le taux de réduction démographique sur 3 générations dans l'Est du Canada 71
- Annexe 3. Précisions sur les analyses des tendances démographiques élaborées pour l'évaluation de la situation de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique (G.J. Robertson, données inédites)..... 73
- Annexe 4. Tableau d'évaluation des menaces pour l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique au Canada..... 75

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Nom scientifique : *Oceanodroma leucorhoa*
Nom français : Océanite cul-blanc (population de l'Atlantique)
Nom anglais : Leach's Storm-Petrel (Atlantic population)
Classification : Classe : Oiseaux
Ordre : Procellariiformes
Famille : Hydrobatidés

Les noms vernaculaires synonymes utilisés à Terre-Neuve (en anglais) pour désigner l'espèce sont *Mother Carey's Chicken*, *Mother Carey's Chick*, *Pall Carey*, *Carey's Chicken*, *Carey's Chick*, *Carey*, et *Mother Careys* (Montevecchi et Wells, 1987).

Le nom scientifique *Oceanodroma leucorhoa* (Vieillot, 1818) est synonyme de *Hydrobates leucorhous*; ce dernier a été proposé dans l'ouvrage *Handbook of the Birds of the World* (Carboneras *et al.*, 2019) et par BirdLife International (BirdLife International, 2018), et a par la suite été adopté par de nombreux organismes.

Description morphologique

L'Océanite cul-blanc est un petit (~ 45 g) oiseau de mer à narines tubulaires; ses plumes sont brun noirâtre foncés, ses longues ailes sont coudées et sa queue est fourchue (photo de la page titre). Il affiche une large bande diagonale pâle sur ses ailes formée par les grandes tectrices secondaires et, dans une grande partie de son aire de répartition, y compris au Canada, il se distingue par une tache blanche sur le croupion (Pollet *et al.*, 2019a). À leur envol, les juvéniles ressemblent aux adultes, à l'exception du fait qu'ils ont un plumage gris foncé plutôt que brun noirâtre. Le plumage nuptial et le plumage de base (hiver) sont similaires, sauf que les plumes foncées deviennent graduellement plus brunes avec le temps, toutes classes d'âge confondues. L'espèce est monomorphe sur le plan sexuel (Pollet *et al.*, 2019a).

Structure spatiale et variabilité de la population

L'Océanite cul-blanc se reproduit sur des îles extracôtières dans les océans Atlantique Nord et Pacifique Nord, dans des colonies dont la taille varie entre des dizaines et des millions de couples reproducteurs. Même si la taxinomie de l'Océanite cul-blanc a suscité de la controverse et de la confusion (Pollet *et al.*, 2019a), deux sous-espèces sont actuellement reconnues : *O. l. leucorhoa* et *O. l. chapmani*. Cette dernière sous-espèce ne se reproduit que sur les îles au large de la péninsule de la Basse-Californie, au Mexique, et seule la première sous-espèce (*O. l. leucorhoa*) se trouve au Canada.

Environ 500 000 couples (1 million d'individus matures) de la population du Pacifique se reproduisent dans des colonies largement dispersées le long de la côte de la Colombie-Britannique (Hipfner, 2015). Les populations d'Océanites cul-blanc qui se reproduisent le long des côtes atlantique et pacifique du Canada sont génétiquement distinctes. Bicknell *et al.* (2012) et Taylor *et al.* (2018) ont étudié la structure génétique des populations d'*O. I. leucorhoa* dans l'ensemble de l'Atlantique Nord et dans une partie de l'aire de répartition dans le Pacifique Nord au moyen de l'ADN mitochondrial et de marqueurs microsatellites. Ces deux études ont révélé une différenciation importante entre la population nichant dans l'océan Atlantique et celle nichant dans l'océan Pacifique Nord.

Des études de la génétique des populations indiquent que les Océanites cul-blanc nichant dans la région de l'océan Atlantique ne représentent qu'une seule métapopulation (Bicknell *et al.*, 2012). La structure génétique des colonies de l'océan Atlantique est homogène (Bicknell *et al.*, 2012), notamment en raison des taux de dispersion élevés, car la plupart des oiseaux immatures émigrent de leur colonie natale et sont recrutés dans d'autres colonies de l'océan Atlantique (Bicknell *et al.*, 2013), et ce, même si les adultes en âge de se reproduire ne se déplaceraient pas entre les colonies.

Unités désignables

Il existe des preuves convaincantes qui justifient de considérer les populations d'Océanites cul-blanc nichant sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique, au Canada, comme des populations distinctes et importantes dans l'évolution; elles sont donc considérées comme deux unités désignables (UD) distinctes aux fins de l'évaluation de la situation de l'espèce. Comme il a été mentionné précédemment (voir **Structure spatiale et variabilité de la population**), des analyses génétiques montrent que ces populations sont génétiquement distinctes (Bicknell *et al.*, 2012; Taylor, *et al.*, 2018). Ces populations sont aussi géographiquement isolées et occupent différentes écozones canadiennes. En outre, leurs aires d'hivernage respectives ne se chevauchent pas; les oiseaux des colonies de l'Atlantique hivernent depuis les eaux équatoriales jusqu'aux eaux tempérées de l'océan Atlantique Sud, tandis que les oiseaux des colonies du Pacifique hivernent dans l'est du Pacifique tropical (Pollet *et al.*, 2014; Halpin *et al.*, 2018; Pollet *et al.*, 2019 b; Hedd, données inédites). La taille et les tendances de la population de l'Atlantique sont relativement bien connues, alors que celles de la population du Pacifique le sont moins. Ces populations occupent des bassins océaniques différents, par conséquent les facteurs naturels et anthropiques auxquelles elles sont exposées et qui influent sur leur taille et leurs tendances sont susceptibles de différer. Même si Bicknell *et al.* (2012) fournissent des preuves que les échanges de gènes sont très limités entre les océans, la nature fortement philopatride des adultes à la suite du recrutement (Pollet *et al.*, 2019a) et les occasions limitées pour les reproducteurs de l'Atlantique de se mêler aux reproducteurs du Pacifique, et vice-versa, en dehors de la période de reproduction, semblent indiquer que ces échanges ne limiteraient probablement pas les adaptations locales.

Le présent rapport contient l'évaluation de la situation de l'Océanite cul-blanc, population de l'Atlantique (ci-après appelée « Océanite cul-blanc de l'Atlantique »), qui correspond à l'UD regroupant les oiseaux qui nichent dans l'Est du Canada, c'est-à-dire dans les provinces de Terre-Neuve-et-Labrador, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et du Québec. Le présent rapport considère la population nichant sur la côte du Pacifique de la Colombie-Britannique comme une UD distincte; cette population est appelée Océanite cul-blanc, population du Pacifique (ou Océanite cul-blanc du Pacifique), et sa situation n'est pas évaluée ici.

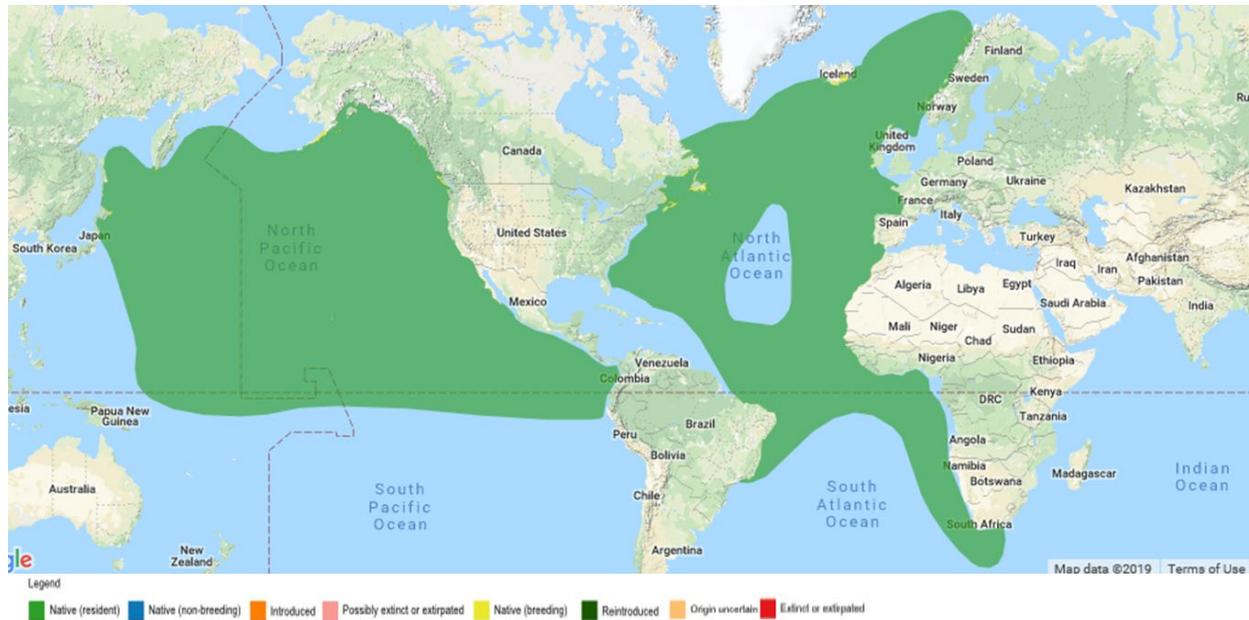
Importance de l'espèce

L'Océanite cul-blanc est la plus petite et la plus répandue des espèces procellariiformes nichant dans l'hémisphère Nord (Pollet *et al.* 2019a), et sa population mondiale est estimée à plus de 16 millions d'individus (Pollet *et al.*, 2019a). Le Canada a une responsabilité importante envers l'espèce à l'échelle planétaire, puisqu'il abrite près 40 % de la population reproductrice mondiale. L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique au Canada représente environ un tiers de la population reproductrice mondiale, et la plus grande colonie occupe l'île Baccaïeu, à Terre-Neuve-et-Labrador (Sklepkovych et Montevecchi, 1989; Pollet *et al.*, 2019a; Wilhelm *et al.*, 2020). Aucune connaissance traditionnelle autochtone au sujet de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique n'était disponible. Cependant, l'espèce fait partie d'écosystèmes côtiers et marins importants pour les peuples autochtones qui reconnaissent l'interconnectivité de toutes les espèces au sein d'un écosystème.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'Océanite cul-blanc a une vaste aire de répartition mondiale, et son aire de reproduction est principalement confinée dans l'hémisphère Nord, sur des îles extracôtières des océans Atlantique et Pacifique (Figure 1). Dans l'Atlantique Nord, les principaux lieux de reproduction se trouvent au Canada et dans le territoire français adjacent de Saint-Pierre-et-Miquelon; de plus petites populations se trouvent dans le nord-est des États-Unis, en Écosse, en Islande, en Norvège, dans les îles Féroé (Danemark) et en Irlande (tableaux 1 et 2). De très petits nombres nichent également sur les îles au large de l'Afrique du Sud (Underhill *et al.*, 2002). Les oiseaux passent la période internuptiale (de novembre à avril) exclusivement en mer, où ils sont largement répartis. Dans l'Atlantique, de nombreux individus hivernent dans les régions tropicales, en particulier au large de l'Afrique de l'Ouest et du Brésil (Pollet *et al.*, 2014, 2019a; Hedd, données inédites).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Legend = Légende

Native (resident) = Population indigène (résidente)

Native (non-breeding) = Population indigène (non reproductrice)

Introduced = Population introduite

Possibly extinct or extirpated = Population possiblement disparue ou disparue du pays

Native (breeding) = Population indigène (reproductrice)

Reintroduced = Population réintroduite

Origin uncertain = Population d'origine inconnue

Extinct or extirpated = Population disparue ou disparue du pays

Japan = Japon

South Korea = Corée du Sud

Papua New Guinea = Papouasie-Nouvelle-Guinée

Australia = Australie

New Zealand = Nouvelle-Zélande

North Pacific Ocean = Océan Pacifique Nord

South Pacific Ocean = Océan Pacifique Sud

United States = États-Unis

Mexico = Mexique

Colombia = Colombie

Brazil = Brésil

Peru = Pérou

Bolivia = Bolivie

Chile = Chili

Argentina = Argentine

North Atlantic Ocean = Océan Atlantique Nord

South Atlantic Ocean = Océan Atlantique Sud

Iceland = Islande

Finland = Finlande

Sweden = Suède

Norway = Norvège

United Kingdom = Royaume-Uni

Poland = Pologne

Germany = Allemagne

Ukraine = Ukraine

Spain = Espagne

Italy = Italie

Algeria = Algérie

Libya = Libye

Egypt = Égypte

Sudan = Soudan

Chad = Tchad

Ethiopia = Éthiopie

DRC = RDC

Tanzania = Tanzanie

Namibia = Namibie

South Africa = Afrique du Sud

Madagascar = Madagascar

Turkey = Turquie

Saudi Arabia = Arabie saoudite

Kazakhstan = Kazakhstan

Afghanistan = Afghanistan

Pakistan = Pakistan

India = Inde

Indian Ocean = Océan Indien

Map data ©2019 = Données cartographiques © 2019

Terms of Use = Conditions d'utilisation

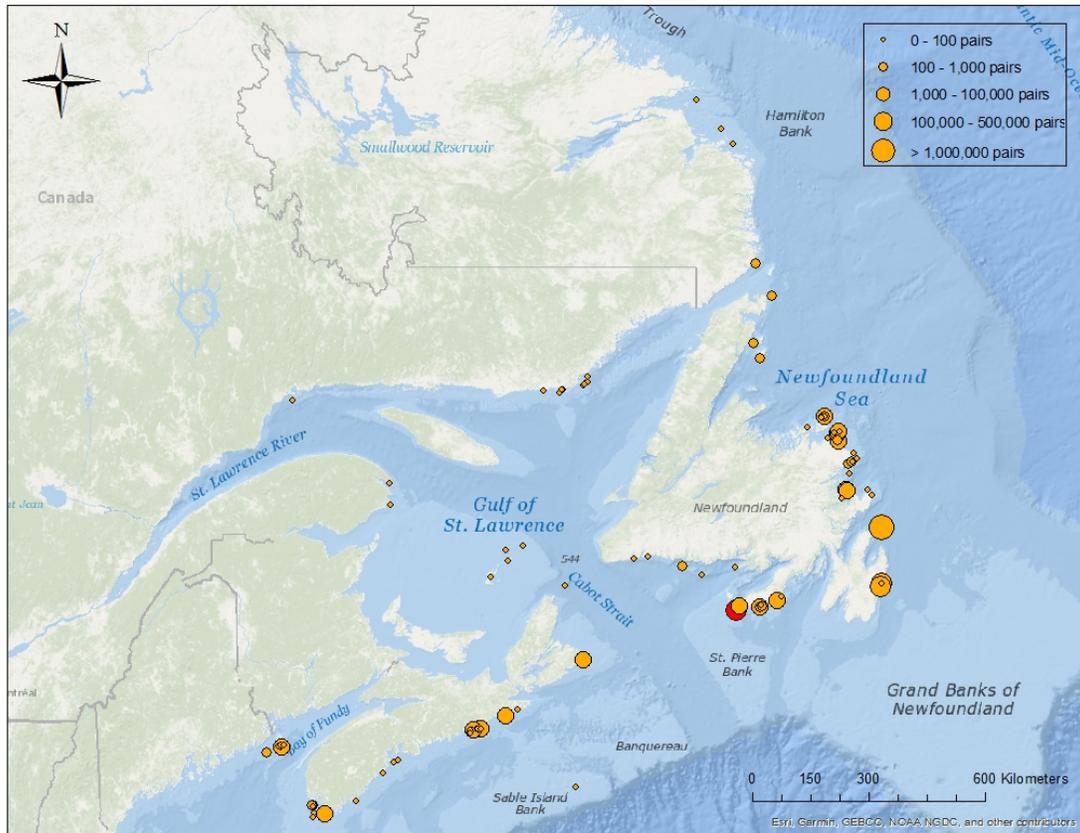
Figure 1 Aire de répartition mondiale de l'Océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*). Tirée de BirdLife International (2019).

Aire de répartition canadienne

L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique se reproduit dans 93 sites le long de la côte Est du Canada (tableau 1 et 2), depuis le sud du Labrador jusqu'à l'embouchure de la baie de Fundy (Figure 2), ce qui comprend le golfe du Saint-Laurent et les îles le long de la côte nord du Québec (Lormée *et al.*, 2012; Wilhelm, 2017; Rail, données inédites). Onze sites dans l'Atlantique canadien abritent un nombre important d'individus (c.-à-d. plus de 20 000 individus matures); les oiseaux nichent le plus fréquemment le long des côtes est et nord-est de Terre-Neuve et de la péninsule de Burin ainsi que le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse (Figure 2). De plus petites colonies sont présentes dans l'archipel de Grand Manan, la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick), le golfe du Saint-Laurent (côte nord du Québec, Gaspésie, îles de la Madeleine) ainsi que dans la péninsule nord et sur la côte sud de Terre-Neuve. Il est important de noter que le Grand Colombier, où se trouve une colonie d'oiseaux de mer abritant un nombre important d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique (environ 400 000 individus matures), est situé à 20 km de la côte de la péninsule de Burin, à Terre-Neuve, mais qu'il se trouve au sein du territoire français de Saint-Pierre-et-Miquelon (Lormée *et al.*, 2012; Duda *et al.*, 2020a; Figure 2).

L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique nichant dans les colonies de Terre-Neuve se nourrit au-dessus ou au-delà du plateau continental, du cône Laurentien au Grand Banc, au bonnet Flamand et au bassin Orphan, et au-delà du plateau dans le bassin de Terre-Neuve jusqu'à l'ouest de la mer du Labrador (Hedd *et al.*, 2018; figure, 3). Les océanites nichant dans les colonies de la Nouvelle-Écosse se nourrissent aussi principalement dans les eaux profondes, au large du plateau néo-écossais et au sud-ouest du Grand Banc (Hedd *et al.*, 2018; Figure 3). En revanche, l'Océanite cul-blanc nichant dans la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick, se nourrit dans les eaux peu profondes du golfe du Maine et le banc de Georges (Hedd *et al.*, 2018; Figure 3). L'Océanite cul-blanc ne se reproduit pas sur l'Île-du-Prince-Édouard (Elliot, 2015), même si de petits nombres se trouvent rarement, mais régulièrement, à plusieurs kilomètres des côtes nord-est et est de la province à la fin de l'été et au début de l'automne (McAskill *et al.*, 2014).

Le suivi d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique provenant de cinq colonies canadiennes indique que l'aire de répartition des oiseaux est vaste pendant la période internuptiale et que les oiseaux passent l'hiver dans le bassin de l'Atlantique Est, entre les tropiques et le sud de l'Afrique, et dans le bassin de l'Atlantique Ouest, au large du Brésil (Pollet *et al.*, 2014, 2019 b; Hedd, données inédites; Figure 4). Environ un tiers des Océanites cul-blanc de l'Atlantique qu'on a munis d'un appareil de géolocalisation dans les colonies de nidification du Canada hivernaient au large de la côte sud-ouest de l'Afrique, et le reste, au large de l'Amérique du Sud (Pollet *et al.* 2019 b; Hedd, données inédites).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

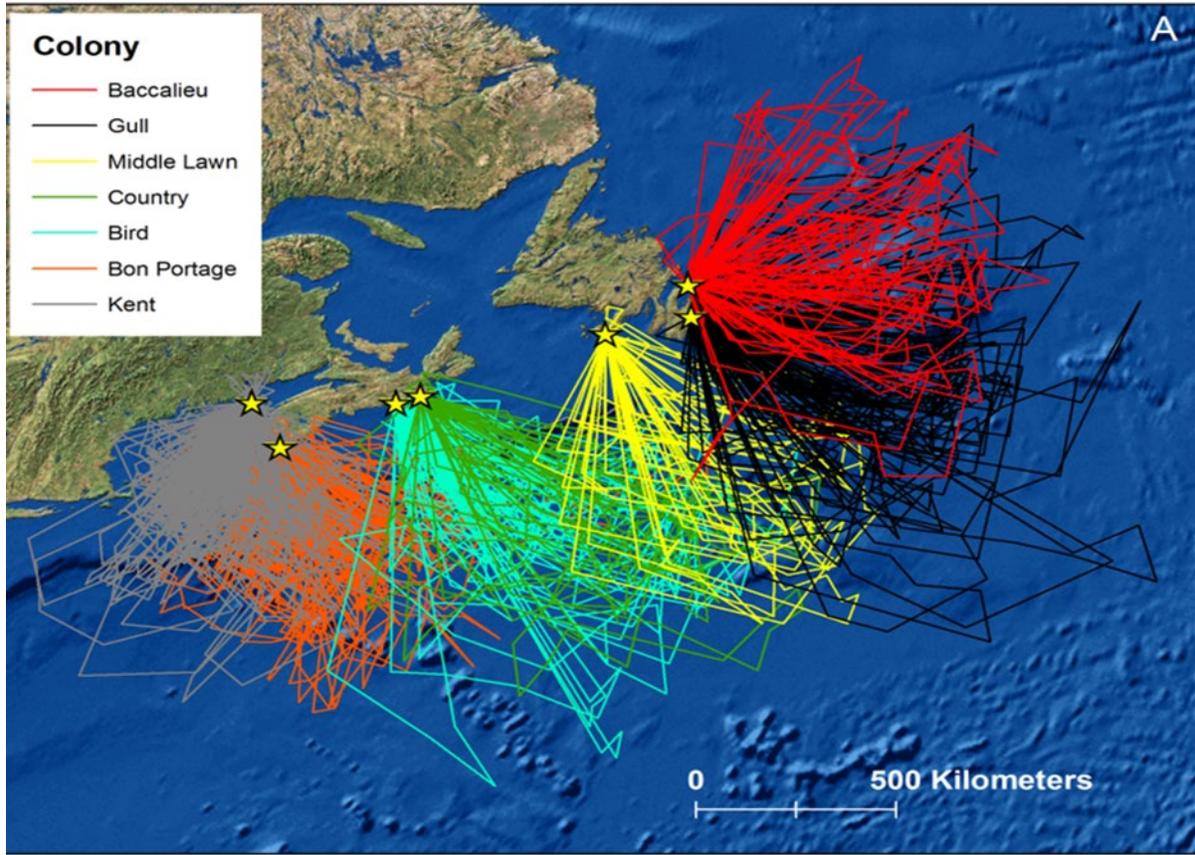
Esri, Garmin, GEBCO, NOAA NGDC, and other contributors = ESRI, Garmin, GEBCO, NOAA NGDC de la NOAA et autres contributeurs

- St. Lawrence River = Fleuve Saint-Laurent
- Bay of Fundy = Baie de Fundy
- Gulf of St. Lawrence = Golfe du Saint-Laurent
- Cabot Strait = Détroit de Cabot
- Sable Island Bank = Banc de l'île de Sable
- Banquereau = Banquereau
- Hamilton Bank = Banc Hamilton
- Newfoundland = Mer de Terre-Neuve
- Newfoundland = Terre-Neuve
- St. Pierre Bank = Banc de St-Pierre
- Grand Banks of Newfoundland = Grand Banc

Pairs = couples
Kilometers = Kilomètres

Please replace commas with spaces in the numbers: 1 000, 100 000, etc.

Figure 2 Aire de répartition et taille relative des colonies de nidification de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada (cercles orange) et le territoire français de Saint-Pierre-et-Miquelon (cercle rouge). Carte élaborée par S. Wilhelm d'après les données à l'annexe 1.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Colony = Colonie
 Baccalieu = Baccalieu
 Gull = Gull
 Middle Lawn = Middle Lawn
 Country = Country
 Bird = Bird
 Bon Portage = Outer (Bon Portage)
 Kent = Kent
 Kilometers = Kilomètres

Figure 3 Trajets de recherche de nourriture de 131 Océanites cul-blanc de l'Atlantique provenant de 7 colonies de nidification de l'Est du Canada pendant la période d'incubation, de 2013 à 2014 (Hedd *et al.*, 2018).

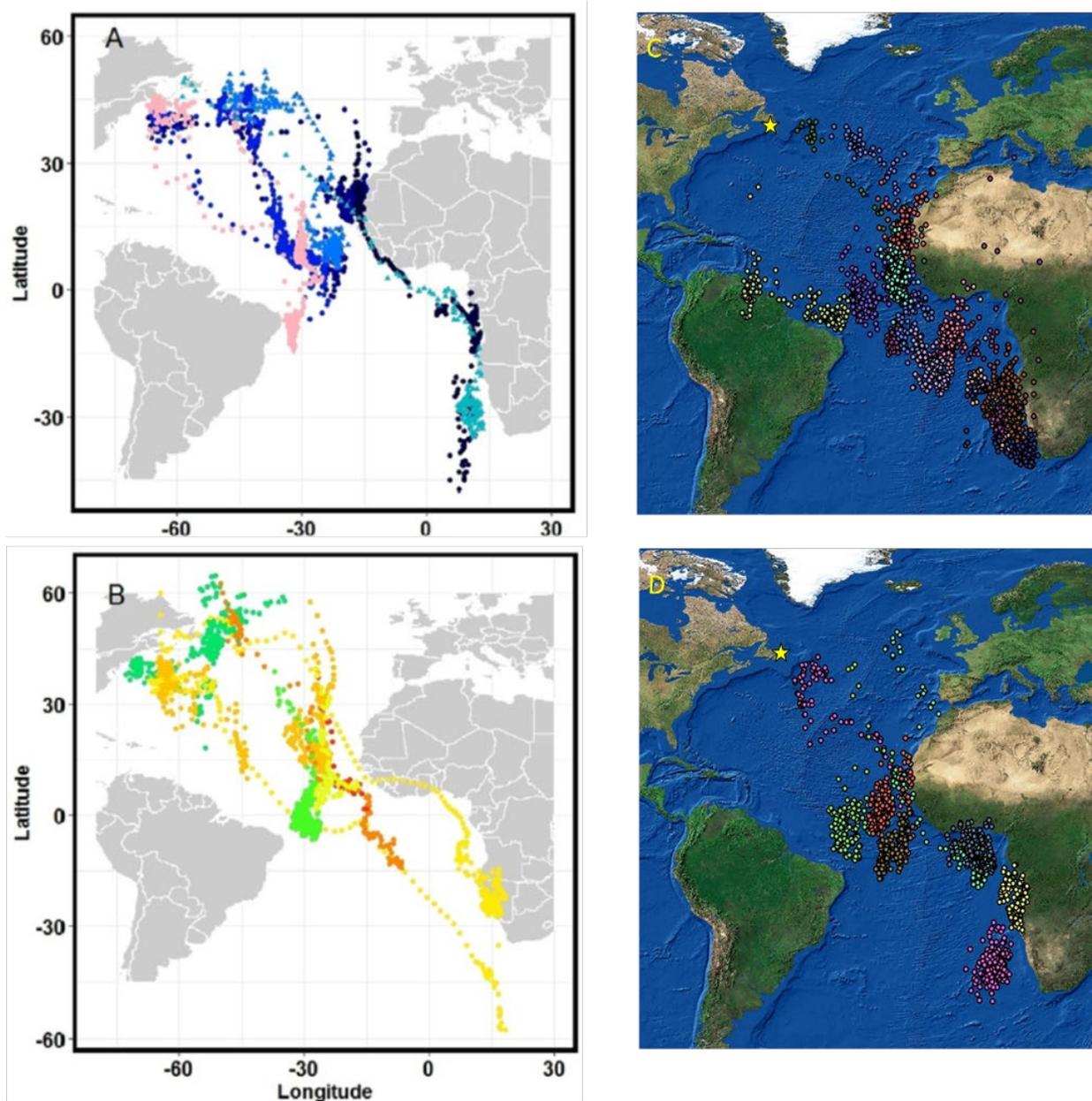
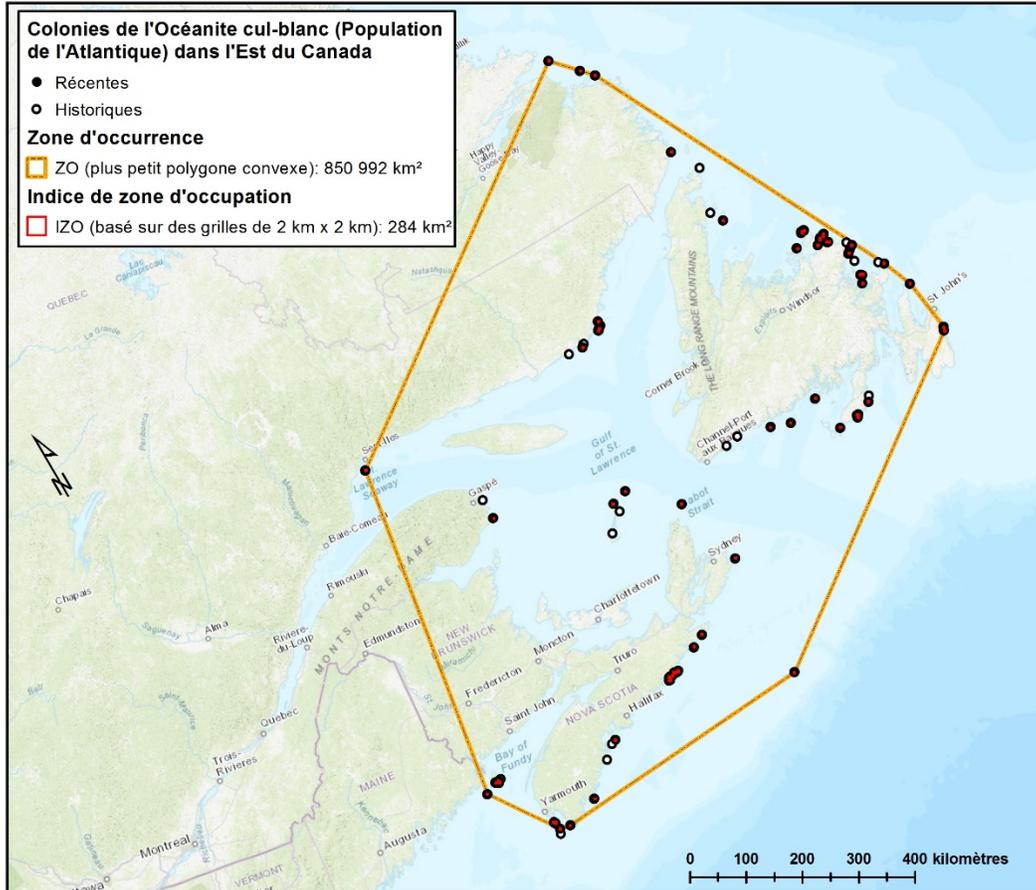


Figure 4 Aire de répartition en période internuptiale de 13 Océanites cul-blanc de l'Atlantique ayant fait l'objet d'un suivi au moyen de géolocalisateurs (Global Location Sensors, ou GLS) et provenant de l'île Outer (Bon Portage) et de l'île Country, en Nouvelle-Écosse, en A) 2012-2013 et 2013-2014, et en B) 2014-2015 et 2015-2016 (Pollet *et al.*, 2019b). Aire d'hivernage (de décembre à février) de 22 Océanites cul-blanc de l'Atlantique ayant fait l'objet d'un suivi à partir de C) l'île Gull (en 2012-2013 et en 2014-2015), et de D) l'île Baccalieu (de 2013-2014 à 2017-2018; Hedd, données inédites), à Terre-Neuve. Les différentes couleurs sur les cartes représentent des mentions de différents individus.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique est estimée à 850 992 km², d'après le plus petit polygone convexe tracé autour de toutes les colonies canadiennes où la nidification a été confirmée depuis 1970 (Figure 5).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Atlantic Leach's Storm-Petrel colonies in Eastern Canada = Colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada
 Recent = Colonies récentes
 Historical = Colonies passées
 Extent of Occurrence = Zone d'occurrence
 EOO (minimum polygon): 850,992 km² = Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) : 850 992 km²
 Index of Area of Occupancy = Indice de zone d'occupation
 IAO (based on 2 km x 2 km grid): 284 km² = IZO (selon une grille à carrés de 2 km de côté) : 284 km²
 New-Brunswick = Nouveau-Brunswick
 Nova Scotia = Nouvelle-Écosse
 Gulf of St. Lawrence = Golfe du Saint-Laurent
 Cabot Strait = Détroit de Cabot
 Bay of Fundy = Baie de Fundy
 Kilometres = Kilomètres

Figure 5 Carte montrant les récentes colonies où la nidification a été confirmée depuis 1970 (cercles pleins noirs) et les colonies de nidification passées (aucune confirmation depuis 1970; cercles vides) de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada. La zone d'occurrence est délimitée par le polygone orange, et l'indice de zone d'occupation (IZO) est indiqué par un point rouge dans les cercles pleins noirs montrant les colonies récentes. Carte élaborée par S. Allen, Secrétariat du COSEPAC, d'après les données à l'annexe 1.

L'indice de zone d'occupation (IZO) est de 284 km², d'après le nombre de carrés de 2 km de côté qui comprend les coordonnées des récentes colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique où la nidification a été confirmée depuis 1970 (Figure 5).

L'IZO a diminué au cours des trois dernières générations, à la suite de l'abandon de dix colonies au sein de l'aire de répartition actuelle qui abritaient autrefois un petit nombre d'océanites reproducteurs, mais où aucun n'était présent lors de la dernière visite (Figure 5, annexe 1). La diminution correspondante de l'IZO est estimée à environ 11 % sur 3 générations. Comme toutes les visites de colonies qui ont permis de constater l'abandon de sites ont été effectuées en 1990 ou après (annexe 1), on peut dire que cette diminution a en fait été observée au cours des deux dernières générations. Il convient de noter que cette estimation est approximative, car certaines colonies récentes n'étaient peut-être pas actives en 1970, et d'autres, qui n'ont pas récemment fait l'objet d'une visite, ne sont peut-être plus occupées.

Activités de recherche

La répartition et l'abondance des Océanites cul-blanc de l'Atlantique reproducteurs doivent être déterminées à partir de relevés au sol puisque l'espèce n'est pas observée dans les colonies le jour en raison de ses habitudes nocturnes pendant la période de reproduction. Le suivi systématique d'importantes colonies d'oiseaux de mer, effectué à l'échelle de l'Est du Canada depuis les années 1970 et 1980, a été essentiel à la localisation de grandes colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique, et à l'établissement d'estimations démographiques fiables (Nettleship, 1980; Cannell et Maddox, 1983; Cairns *et al.*, 1989; Erskine, 1992). Depuis 2001, des activités ont été réalisées dans le but de mettre à jour les estimations de la population dans les colonies importantes d'océanites de la région (Robertson *et al.*, 2006; Wilhelm *et al.*, 2015, 2017, 2020; Pollet et Shutler, 2018; d'Entremont *et al.*, 2020). Des colonies qui n'avaient pas été signalées par le passé ont été détectées lors de relevés visant d'autres oiseaux de mer reproducteurs en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick (Ronconi et Wong, 2003; Wilhelm, 2017). En outre, des dispositifs d'enregistrement acoustique ont été installés sur des îles le long de la côte nord du Québec et en Nouvelle-Écosse afin de détecter de nouvelles colonies ainsi que la présence de l'Océanite cul-blanc où des colonies étaient autrefois actives (Rail, comm. pers., 2019; d'Entremont, comm. pers., 2020). Mises en commun, ces approches favorisent une compréhension exhaustive de la répartition et de l'abondance actuelles de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique.

HABITAT TERRESTRE

Besoins en matière d'habitat terrestre

L'Océanite cul-blanc niche sur des îles boisées ou recouvertes de végétation dans des terriers qu'il creuse ou, moins fréquemment, dans des crevasses naturelles (Pollet *et al.*, 2019a). Les caractéristiques du sol de différents types d'habitat peuvent avoir une incidence sur la qualité de l'habitat. La densité de terriers d'Océanites cul-blanc est positivement corrélée avec la profondeur du sol, les sols étant généralement plus profonds dans les forêts, les prés et les habitats à graminées (Grimmer, 1980; Stenhouse et Montevecchi, 2000) que dans les landes (Sklepkovych et Montevecchi, 1989). La compressibilité du sol, ainsi que sa teneur en humidité, perturbe également la qualité de l'habitat, et l'Océanite cul-blanc préfère creuser son terrier dans un sol meuble (Mackinnon, 1988; Stenhouse et Montevecchi, 2000) et sec (Fricke *et al.*, 2015).

Des changements dans la végétation, parfois associés à l'élimination d'herbivores envahissants (d'Entremont *et al.*, 2020), peuvent entraîner des changements de l'utilisation de l'habitat par les océanites au fil du temps.

La qualité de l'habitat varie également en fonction de la présence d'oiseaux prédateurs. Par exemple, sur les îles où des goélands (*Larus* spp.) sont présents et nichent dans des milieux ouverts, l'Océanite cul-blanc niche principalement dans les forêts (Mackinnon, 1988; Stenhouse *et al.*, 2000; Wilhelm *et al.*, 2015), tandis que, là où il n'y a pas de grandes colonies de goélands, l'Océanite cul-blanc niche en plus forte densité dans des milieux ouverts composés de fougères et de graminées que dans des forêts (Wilhelm *et al.*, 2020). Des déclin à grande échelle des populations reproductrices de Goélands argentés (*Larus argentatus*) et de Goélands marins (*L. marinus*) se sont produits dans l'Est du Canada depuis la baisse des activités de pêche aux poissons de fond dans les années 1990 et l'amélioration des pratiques de gestion des déchets, qui avaient artificiellement augmenté le nombre de goélands présents en fournissant des sources de nourriture anthropiques (Regular *et al.*, 2013; Wilhelm *et al.*, 2016). En raison de leur grand nombre, les goélands avaient altéré l'habitat des colonies d'Océanites cul-blanc sur les îles Gull et Great, à Terre-Neuve, en particulier les prés que celles-ci occupaient (Bond *et al.*, 2016). Toutefois, des Goélands argentés se sont récemment établis ou rétablis dans une colonie sur l'île Baccalieu, à Terre-Neuve, à la suite de la disparition des renards roux résidents (Montevecchi, comm. pers., 2020), qui les avaient probablement dissuadés d'y nicher (Sklepkovych et Montevecchi, 1989; Wilhelm *et al.*, 2020).

Tendances en matière d'habitat terrestre

L'habitat qui convient à la nidification est limité aux îles extracôtières, et, même si les tendances de l'habitat terrestre sont généralement stables dans l'ensemble, certains changements notables se sont produits. Par exemple, des Macareux moines (*Fratercula arctica*) creusent des terriers (nids) dans l'habitat herbeux qu'utilisent des Océanites cul-blanc nicheurs dans les trois plus grandes colonies de Terre-Neuve, ce qui force ces derniers à se déplacer ou réduit la quantité de leur habitat de prédilection disponible (Wilhelm *et al.*, 2015, 2020; Wilhelm, données inédites). Les parts des différents types d'habitats ont changé sur l'île Baccalieu, mais les causes de ces changements sont inconnues : l'habitat forestier a diminué de 70,6 ha (25 %) de 1984 à 2013 (Wilhelm *et al.*, 2019). Cependant, les milieux composés de fougères, qui soutiennent les plus fortes densités d'Océanites cul-blanc sur l'île, sont passés de 15,4 ha à 53,9 ha au cours de la même période, et ils abritent maintenant plus de la moitié des effectifs d'océanites présents sur l'île (plus de 2 millions d'individus matures; Wilhelm *et al.*, 2020).

La propagation de sphaignes (*Sphagnum* spp.) sur l'île Outer (aussi appelée « Bon Portage » en anglais), en Nouvelle-Écosse, de 2001 à 2017, a réduit la quantité d'habitat de nidification potentiel disponible ainsi que sa qualité en créant un sol humide qui ne convient pas à la nidification de l'Océanite cul-blanc (Pollet et Shutler, 2018). La qualité de l'habitat terrestre convenable à cet endroit est davantage compromise par la présence d'espèces introduites comme le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), dont le broutage empêche la régénération des forêts (Pollet, obs. pers.; Shutler, comm. pers., 2019). Le lièvre d'Amérique avait autrefois causé une dégradation similaire de l'habitat sur l'île Kent, au Nouveau-Brunswick, mais les individus de cette espèce ont été éradiqués en 2007 (Wheelwright, 2016; d'Entremont *et al.*, 2020).

HABITAT MARIN

Besoins en matière d'habitat marin

L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique s'alimente au-dessus du plateau continental pendant la période de reproduction et se déplace dans les eaux libres des océans pour se nourrir de petits poissons abondants, principalement de poissons-lanternes mésopélagiques (famille des Myctophidés) et de crustacés (Hedd et Montevicchi, 2006; Hedd *et al.*, 2009, 2018; voir **Régime alimentaire et quête de nourriture** ci-après). Par conséquent, les caractéristiques de l'habitat associé aux aires d'alimentation varient en fonction de la profondeur (en moyenne entre 900 et 4 000 m), de la température à la surface de la mer (de 10,6 à 23,3 °C) et de la concentration de chlorophylle *a* (de 0,2 à 0,9 mg/m³) à l'échelle de l'aire d'alimentation estivale dans l'Est du Canada (Hedd *et al.*, 2018).

En hiver, la probabilité d'occurrence de l'Océanite cul-blanc est positivement associée à des températures élevées à la surface de la mer et à de fortes concentrations de chlorophylle *a* (Pollet *et al.*, 2019b) en zones à remontée d'eau productive et en zones côtières fortement eutrophes. Ces zones de production primaire nette (Boyd *et al.*, 2014; voir **Tendances en matière d'habitat marin** ci-après) comprennent des fronts et des tourbillons où les remontées d'eau apportent les proies à la surface (Pollet *et al.*, 2019a; voir **Régime alimentaire et quête de nourriture** ci-après). La production primaire nette correspond au stockage de l'énergie produite par les plantes par photosynthèse et pouvant être consommée par le zooplancton, qui constitue la base des chaînes alimentaires de l'écosystème marin (Boyd *et al.*, 2014). Le plancton constitue une source de nourriture riche pour les petits poissons et les copépodes, eux-mêmes à la base du régime alimentaire de l'Océanite cul-blanc (Hedd *et al.*, 2009; voir **Régime alimentaire et quête de nourriture** ci-après).

Tendances en matière d'habitat marin

Les changements dans l'habitat marin de l'Océanite cul-blanc ne sont pas encore bien compris, mais l'augmentation des activités anthropiques à proximité des colonies de nidification et du milieu marin dégrade la qualité de cet habitat.

La pollution lumineuse représente une menace pour l'Océanite cul-blanc, qui est de nature nocturne et attiré par la lumière. Il s'agit de l'une des pressions humaines à croissance rapide qui touchent le paysage naturel à l'échelle mondiale (Cinzano *et al.*, 2001). Par conséquent, à cause du développement industriel et résidentiel, la qualité de l'habitat marin de l'Océanite cul-blanc diminue le long des côtes à proximité de grandes colonies à Terre-Neuve (îles Baccalieu, Gull et Great) et en Nouvelle-Écosse (île Country) (Wilhelm *et al.*, 2013; Wilhelm, données inédites). De plus, l'habitat marin extracôtier de l'Océanite cul-blanc se dégrade, sous l'effet de l'augmentation de l'exploration et de la production pétrolières et gazières au Canada et à l'échelle internationale. La qualité des aires de reproduction et d'hivernage se détériore à mesure que la pollution par le pétrole et la lumière, provenant de sources comme le torchage, le trafic maritime, et les rejets opérationnels chroniques et déversements accidentels d'hydrocarbures, augmente (Fraser *et al.*, 2006; Montevecchi, 2006; Ellis *et al.*, 2013; Ronconi *et al.*, 2015; Falchi *et al.*, 2016; voir **Catégorie de menace 3.1 : Forage pétrolier et gazier** ci-après).

La production de déchets plastiques augmente à l'échelle planétaire (Jambeck *et al.*, 2015), et le plastique entraîne une dégradation de l'habitat marin de tous les oiseaux de mer, y compris l'Océanite cul-blanc (O'Hanlon *et al.*, 2017). La pollution par le plastique dans le milieu marin pose des risques directs pour l'Océanite cul-blanc, car les adultes sont susceptibles d'ingérer de petites particules et d'en donner à leur progéniture quand ils la nourrissent (Bond et Lavers, 2013; Krug, 2020; Krug *et al.*, 2020; voir **Catégorie de menace 9.4 : Déchets solides et ordures** ci-après).

Selon les tendances à long terme, les changements climatiques auront une incidence sur la production primaire nette, qui diminuera dans les basses latitudes (c.-à-d. les tropiques) et augmentera dans les hautes latitudes (c.-à-d. l'Arctique; Boyd *et al.*, 2014). Ces tendances pourraient abaisser la qualité de l'habitat marin d'hivernage de l'Océanite cul-blanc, ce qui pourrait avoir une incidence sur la survie des juvéniles et des adultes dans les lieux d'hivernage (voir **Catégorie de menaces 11.1 : Déplacement et altération de l'habitat**).

BIOLOGIE

L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique fait l'objet d'études continues depuis 1955 sur l'île Kent, au Nouveau-Brunswick, et d'études plus courtes sur l'île Machias Seal, au Nouveau-Brunswick, sur les îles Baccalieu, Great et Gull, à Terre-Neuve, et sur les îles Outer et Country, en Nouvelle-Écosse. La présente section s'appuie principalement sur des renseignements provenant de ces îles, complétés par des renseignements tirés de la portion de l'ouvrage *Birds of North America* consacrée à l'espèce (Pollet *et al.*, 2019a).

Cycle vital et reproduction

Procellariiforme typique, l'Océanite cul-blanc est une espèce longévive, et le plus vieux reproducteur connu de l'espèce est âgé d'au moins 36 ans (Pollet *et al.*, 2019a; Bird *et al.*, 2020). Récemment, BirdLife a estimé que la durée de génération de l'espèce était de 14,81 ans dans des conditions normales (Bird *et al.*, 2020). Si un taux de survie annuel élevé des adultes est considéré comme nécessaire au maintien de populations stables d'oiseaux de mer longévifs, de récentes études (2003-2018) montrent que le taux de survie annuel des Océanites cul-blanc de l'Atlantique adultes est faible dans une grande partie de l'aire de reproduction de l'Est du Canada (Fife *et al.*, 2015; Pollet *et al.*, 2019a; Fraser et Russell, données inédites; Hedd, données inédites). Le taux de survie apparent était estimé à $0,78 \pm 0,04$ sur l'île Outer, en Nouvelle-Écosse, de 2009 à 2014 (Fife *et al.*, 2015), et des estimations inédites pour 3 colonies à Terre-Neuve, sur les îles Baccalieu (2013-2018), Gull (2003-2017; Hedd, données inédites) et Middle Lawn (2003-2008; Fraser et Russell, données inédites), varient entre environ 0,79 et 0,86. Des estimations antérieures concernant l'île Kent, au Nouveau-Brunswick, indiquaient que, même si le taux de survie des adultes augmentait généralement entre les années de reproduction 1-2, 2-3 et 3+, le taux de survie annuel moyen de 1962 à 1995 chez les oiseaux qui en étaient à leur troisième année de reproduction ou plus était de $0,87 \pm 0,03$ (Mauck *et al.*, 2012).

Il est important de noter que le taux de survie annuel apparent, estimé à l'aide des mêmes techniques de terrain et au cours de la même période, était considérablement plus élevé pour les Océanites cul-blanc du Pacifique adultes nichant dans 2 sites de la côte de la Colombie-Britannique, soit $0,975 \pm 0,01$ (2006-2010; Rennie *et al.*, 2020). Les taux de survie dans l'Atlantique canadien sont généralement inférieurs à ceux signalés pour l'Océanite cul-blanc à l'échelle mondiale (moyenne d'environ 0,84; Bird *et al.*, 2020), les autres océanites et la plupart des oiseaux de mer à narines tubulaires apparentés

(généralement supérieur à 0,90; examiné par Fife *et al.*, 2015). Un taux de mortalité élevé chez les adultes peut être attribuable à une combinaison de facteurs (voir **Menaces** ci-après).

La première reproduction a été signalée dès l'âge de 3 ans, mais se produit le plus souvent à l'âge de 5 ans ou plus, et l'âge moyen à la première reproduction est estimé à 6-7 ans (Pollet *et al.*, 2019a). Les individus peuvent chercher des terriers vides ou en creuser de nouveaux au moins une saison avant de se reproduire (Pollet *et al.*, 2019a).

L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique retourne généralement dans la colonie en avril ou en mai (Pollet *et al.*, 2019a). Il a un comportement strictement nocturne dans la colonie de nidification : les individus se rendent dans leur terrier et en repartent uniquement la nuit (Pollet *et al.*, 2019a). Ils sont très fidèles au site, et les couples se réunissent chaque année dans leur terrier (Pollet *et al.*, 2019a). Si un individu se déplace vers un nouveau terrier, celui-ci se trouve généralement à moins de 20 m de l'ancien site de nidification (Morse et Buchheister, 1979). La ponte a lieu entre la fin mai et la fin juillet, et la période d'incubation varie entre 37 et 50 jours (Pollet *et al.*, 2019a). Les femelles pondent un œuf par saison, mais peuvent pondre une deuxième fois si le premier œuf est perdu tôt dans la saison de reproduction (Bond et Hobson, 2015). L'Océanite cul-blanc est monogame, et il n'existe aucune preuve de fécondation hors couple (Mauck *et al.*, 1995). Les œufs éclosent entre le début juillet et la fin septembre. Les oisillons sont laissés sans surveillance après avoir été couvés pendant les premiers jours (de 1 à 5 jours), et les adultes ne se rendent dans leur terrier que la nuit pour nourrir leur petit (Pollet *et al.*, 2019a).

Le succès de reproduction de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique varie au sein de son aire de reproduction. Le succès d'éclosion (proportion des œufs pondus ayant éclos) tend à être inférieur au succès d'envol (proportion des oisillons ayant éclos et survécu jusqu'à la mi-septembre), et les deux peuvent varier considérablement en fonction du site. À Terre-Neuve, de récentes études sur le succès de reproduction (proportion des œufs pondus ayant produit des oisillons qui ont survécu jusqu'à la mi-septembre) font état d'un succès de reproduction plus élevé qu'au début des années 1980 (Pollet *et al.*, 2019a), ce qui laisse entendre que les conditions de reproduction se sont améliorées. En revanche, les Océanites cul-blanc nichant en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick connaissent actuellement des taux de reproduction annuels plus variables qu'avant 1988, ce qui pourrait être attribuable aux effets négatifs de la hausse des températures de l'océan sur le succès d'alimentation durant la période de reproduction (Pollet, 2017; Mauck *et al.*, 2018). Le succès d'éclosion et le succès d'envol étaient plus élevés dans les terriers entourés d'autres terriers occupés, et les terriers occupés ont tendance à se trouver dans des zones où la densité de terriers est élevée, ce qui laisse croire que la vie en colonie joue un rôle important pour cette espèce (Stenhouse et Montevecchi, 2000; Fricke *et al.*, 2015).

Les oisillons âgés de 58 à 77 jours prennent leur envol par eux-mêmes la nuit (Mauck et Ricklefs, 2005; Pollet *et al.*, 2019a). La période d'envol a lieu de la mi-septembre à la fin novembre, et certains adultes continuent de visiter leur terrier la semaine suivant l'envol de l'oisillon (Pollet *et al.*, 2019a).

Le taux de mortalité semble être le plus élevé au cours des six premiers mois suivant le départ des jeunes de la colonie (Pollet *et al.*, 2019a). Il existe peu de données sur les années précédant la reproduction de l'Océanite cul-blanc, mais, d'après des études génétiques, les individus préreproducteurs semblent se disperser largement dans l'océan Atlantique et peuvent visiter plusieurs colonies avant d'en choisir une où se reproduire (Bicknell *et al.*, 2013; voir **Déplacements et dispersion** ci-après).

Physiologie et adaptabilité

L'Océanite cul-blanc a la capacité remarquable d'entreprendre de longs voyages à la recherche de nourriture, ce qui indique qu'il a une vaste aire d'alimentation (Pollet *et al.*, 2014). De plus, il est particulièrement adapté pour s'alimenter la nuit et se nourrir de poissons bioluminescents qui migrent verticalement (Hedd et Montevecchi, 2006; Hedd *et al.*, 2009), ce qui lui permet d'éviter la compétition avec d'autres oiseaux de mer pélagiques diurnes. Cependant, comme il se nourrit de poissons bioluminescents, l'Océanite cul-blanc pourrait avoir évolué de façon à rechercher des sources lumineuses la nuit, ce qui le rendrait susceptible à l'attraction aux lumières artificielles (voir **Catégorie de menace 9.6 : Apports excessifs d'énergie** et **Catégorie de menace 3.1 : Forage pétrolier et gazier**).

Régime alimentaire et quête de nourriture

L'Océanite cul-blanc se nourrit à la surface de l'eau en picorant ses proies lorsqu'il plane ou se déplace à la surface de la mer, et l'espèce se rassemble dans les zones de remontée d'eau et les lignes de convergence éphémères (Brown, 1988; Pollet *et al.*, 2019a). Le régime alimentaire de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique est dominé par les poissons (90 % de la masse reconstituée) dans les colonies à Terre-Neuve, et les poissons-lanternes matures (famille des Myctophidés) et les lançons (*Ammodytes* spp.) sont les proies les plus souvent offertes aux oisillons; le reste du régime alimentaire est surtout composé de crustacés (amphipodes et euphausiacés; Hedd et Montevecchi, 2006; Hedd *et al.*, 2009). Des études sur le régime alimentaire dans les colonies au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse montrent des proportions plus élevées de crustacés (en particulier d'euphausiacés) et des proportions plus faibles de poissons-lanternes (Frith *et al.*, 2020) que dans les colonies à Terre-Neuve (Hedd *et al.*, 2009).

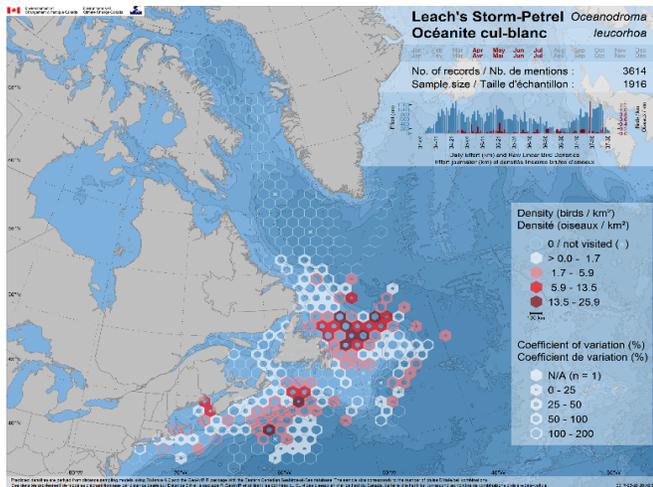
Des relevés en mer confirment la présence de fortes densités d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique entre les colonies près des côtes et les sites d'alimentation en mer pendant la période de reproduction (d'avril à novembre; Figure 6a,b).

Déplacements et dispersion

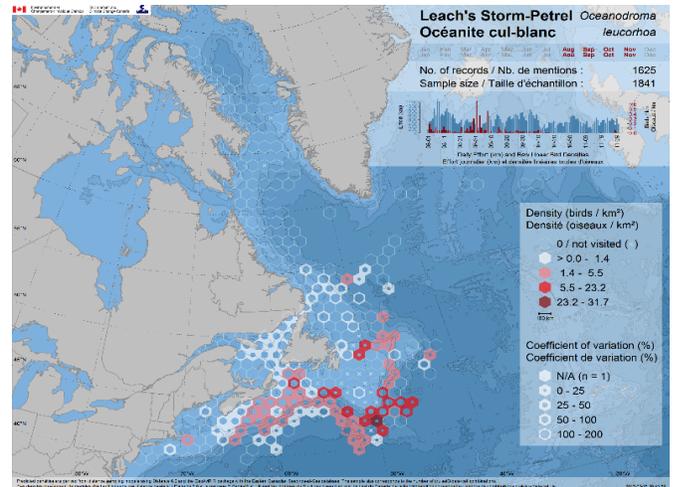
Les Océanites cul-blanc de l'Atlantique adultes qui ont réussi à élever un oisillon quittent la colonie entre la mi-septembre et la mi-octobre (Pollet, 2017), mais certains individus reproducteurs restent jusqu'en novembre (Fifield, données inédites). Les individus qui ne sont pas parvenus à se reproduire peuvent quitter la colonie plus tôt. De nombreux océanites migrent d'abord vers les eaux européennes, où les pics d'abondance en novembre et en décembre dépassent la taille de la population européenne, notamment dans le golfe de Gascogne, en France (Hémery et Jouanin, 1988).

Les données obtenues à partir d'un petit nombre de géolocalisateurs déployés indiquent qu'environ deux tiers des Océanites cul-blanc de l'Atlantique en âge de se reproduire hivernent dans les eaux équatoriales, principalement dans l'Atlantique Nord, et se déplacent dans le sens horaire vers l'est dans l'océan Atlantique pendant la migration automnale, vers le sud jusque dans leur aire d'hivernage, puis retournent vers le nord pendant la migration printanière; le tiers restant semble hiverner aussi loin au sud que dans les eaux au large de l'Afrique du Sud (Pollet *et al.*, 2019b; Hedd, données inédites; Figure 4). L'Océanite cul-blanc est pratiquement absent des eaux canadiennes en dehors de la période de reproduction (de décembre à mars; Figure 6c). Aucun renseignement n'est actuellement disponible en ce qui concerne la fidélité au site dans les aires d'hivernage.

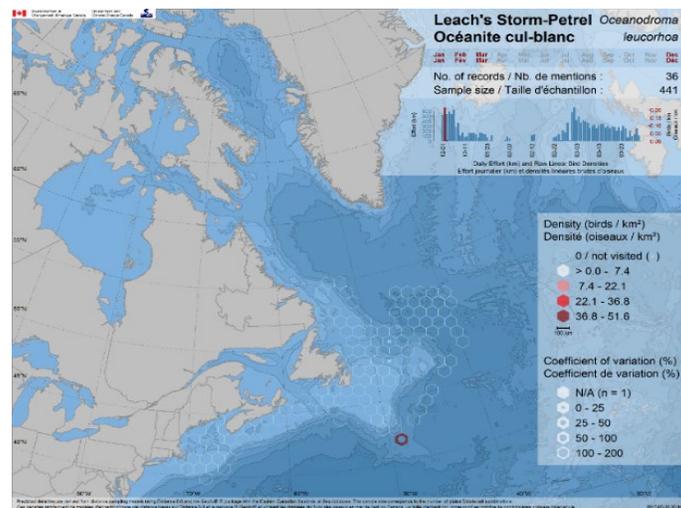
Contrairement aux adultes reproducteurs, qui affichent une forte philopatrie à l'égard des sites de reproduction (Fricke *et al.*, 2015), l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique n'ayant pas encore niché affiche une faible philopatrie natale, comme le montrent des études génétiques qui laissent entendre que les colonies d'Océanites cul-blanc dans l'océan Atlantique forment une seule métapopulation ayant un taux de dispersion natale élevé (Bicknell *et al.*, 2012, 2013). Les études de baguage réalisées sur l'île Kent viennent corroborer le taux de dispersion natale élevé, car environ seulement 1 % de plus de 10 000 oisillons bagués ont été réobservés en train de se reproduire sur l'île (Pollet *et al.*, 2019a; Mauck, comm. pers., 2020).



a)



b)



c)

Figure 6 Répartition en mer de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, pendant la période de reproduction (carte a, d'avril à juillet; carte b, d'août à novembre) et en dehors de la période de reproduction (carte c, de décembre à mars). Carte préparée par C. Gjerdrum, d'après des données de l'Atlas des oiseaux en mer dans l'est du Canada 2006-2016 (Environment and Climate Change Canada, 2016).

Relations interspécifiques

À Terre-Neuve et dans la colonie voisine du territoire français de Saint-Pierre-et-Miquelon, les Macareux moines nicheurs empiètent sur les zones utilisées par l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique pour se reproduire et réduisent ainsi la quantité d'habitat disponible (Lormée *et al.*, 2012; Wilhelm *et al.*, 2015, 2020).

Au Canada, les principaux oiseaux prédateurs de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique sont le Goéland argenté et le Goéland marin, qui s'attaquent aux adultes (Stenhouse *et al.*, 2000; Bond, données inédites). Les corvidés, par exemple le Grand Corbeau (*Corvus corax*) et probablement la Corneille d'Amérique (*C. brachyrhynchos*), s'attaquent aux adultes, aux œufs et aux oisillons en fouillant dans les terriers (Pollet *et al.*, 2019a). Des restes d'Océanite cul-blanc de l'Atlantique ont été trouvés dans les boulettes de régurgitation du Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et du Hibou des marais (*Asio flammeus*; Holt, 1987; Pollet et Shutler, 2019).

Les mammifères prédateurs qui s'attaquent aux adultes, aux œufs et aux oisillons sont, entre autres, le vison d'Amérique (*Neovison vison*), la loutre de rivière (*Lontra canadensis*), le campagnol des prés (*Microtus pennsylvanicus*) et le renard roux (Sklepkovych, 1986; Pollet *et al.*, 2019a; Rock, données inédites). Voir la **Catégorie de menace 8.2 : Espèces indigènes problématiques**.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

En tout, on a recensé 106 colonies abritant ou ayant abrité des Océanites cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada (annexe 1) à l'aide de l'une des méthodes suivantes.

Dénombrement complet des trous

Pour les sites où il est possible de visiter l'île entière à la recherche de trous creusés par des océanites, l'approche la plus exacte pour effectuer des relevés dans les petites colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique consiste à examiner tous les trous menant aux terriers et à multiplier la proportion de terriers occupés par le nombre total de trous comptés. La méthode la plus commune pour déterminer la situation d'un terrier est la fouille, c.-à-d. que l'observateur insère son bras dans chaque trou pour évaluer son contenu et qu'il classe chacun des trous dans l'une des catégories suivantes : 1) entrée supplémentaire ou menant à un autre terrier, 2) trou trop court pour être un terrier (< 30 cm), ou 3) terrier (avec l'une des précisions suivantes : vide, adulte, adulte et œuf, œuf seulement, adulte et oisillon, oisillon seulement, contenu indéterminé). Le taux d'occupation des terriers est ensuite obtenu en calculant la proportion de terriers occupés (c.-à-d. les terriers abritant un adulte et/ou un œuf ou un oisillon) par rapport à tous les terriers dont le contenu a été évalué (c.-à-d. les terriers occupés et les terriers vides, sans compter les entrées, les terriers trop courts ou les terriers dont le contenu n'a pu être déterminé; Robertson *et al.*, 2002; Wilhelm *et al.*, 2015). Les terriers peuvent également être détectés par la repasse de chants, c'est-à-dire que le chant de l'Océanite cul-blanc est enregistré sur un dispositif portable puis joué pendant quelques secondes à l'entrée du terrier; si un oiseau répond, alors le terrier est jugé occupé. Des facteurs de correction sont appliqués aux estimations du taux d'occupation obtenues à partir des techniques de repasse de chants, ce qui permet de tenir compte des oiseaux qui n'ont pas répondu (Ambagis, 2004).

Grille ou transects

Dans le cas des grandes colonies pour lesquelles il n'est pas possible d'effectuer un dénombrement complet des trous, les approches normalisées suivantes sont utilisées; elles sont décrites en détail dans Robertson *et al.* (2002), Lormée *et al.* (2012), Wilhelm *et al.* (2015) et d'Entremont *et al.* (2020). Des grilles ou des transects sont établis à l'échelle de l'île afin 1) de déterminer ou de préciser l'aire occupée par les océanites, et 2) de mesurer la densité des terriers occupés à l'aide d'évaluations de parcelles. Les lignes de transect ou les grilles à l'échelle de l'île sont habituellement espacées de 25 à 100 m, et un minimum de 100 parcelles (d'une superficie de 9 à 28,27 m²) sont établies aux intersections des grilles, ou à intervalles réguliers ou aléatoires le long d'une ligne de transect. Tous les trous d'Océanites cul-blanc dans une parcelle sont fouillés et évalués, comme il est décrit précédemment, et, pour chaque parcelle, la densité de terriers occupés est obtenue par la multiplication du taux d'occupation par la densité de terriers dans chaque parcelle. Les estimations de la taille des populations sont obtenues par la multiplication de la densité moyenne de terriers occupés par la superficie estimée occupée par les océanites.

Depuis 2011, une approche fondée sur le système d'information géographique (SIG) est utilisée pour estimer la superficie occupée par l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique, ce qui permet de délimiter avec précision la zone occupée et de mieux estimer la population (voir par exemple Wilhelm *et al.*, 2015). Pour ce qui est des grandes colonies alambiquées où l'Océanite cul-blanc niche sur des pentes, des cartes de courbes de niveau sont intégrées à l'approche fondée sur le SIG, ce qui permet de fournir une estimation précise de la superficie sur les pentes (voir par exemple Wilhelm *et al.*, 2015, 2020). Comparativement à une approche fondée sur le SIG, les approches habituelles qui ne sont pas fondées sur le **SIG** peuvent sous-estimer considérablement la superficie en pente calculée occupée par les océanites de sorte qu'il est important de s'assurer que les méthodes de relevé précédentes donnent des estimations comparables de la superficie occupée avant d'analyser les tendances de la population (voir par exemple Wilhelm *et al.*, 2015, 2020).

Dispositifs d'enregistrement acoustique

Même si l'Océanite cul-blanc est généralement tranquille pendant la journée, il vocalise librement la nuit dans les colonies (Pollet *et al.*, 2019a). Des dispositifs d'enregistrement acoustique automatisés placés sur les îles abritant vraisemblablement l'Océanite cul-blanc peuvent être utilisés pour confirmer sa présence et évaluer son abondance relative (Buxton et Jones, 2012). Cette approche est utilisée depuis 2014 pour confirmer la présence de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique se reproduisant à de faibles densités sur des îles éloignées de la côte nord du Québec et en Nouvelle-Écosse (Rail, comm. pers., 2019; d'Entremont, comm. pers., 2020). Elle constitue un outil de relevé limité, car elle peut seulement indiquer l'absence d'Océanites cul-blanc puisque, pour confirmer la présence d'Océanites cul-blanc reproducteurs, il faut trouver des terriers et évaluer leur contenu. En outre, il convient d'interpréter avec prudence les résultats des

relevés acoustiques, car la relation entre les taux d'appel et l'abondance relative des Océanites cul-blanc reproducteurs varie selon le type d'habitat (Gladwell, 2019).

Abondance

La plupart des estimations de la population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique publiées sont exprimées en nombre de couples reproducteurs. Dans le cadre du présent rapport, il est présumé qu'un couple reproducteur correspond à deux individus matures, et toutes les estimations relatives aux couples reproducteurs ont été multipliées par un facteur de deux. La population actuelle de l'Est du Canada est estimée à environ 5 277 000 individus matures, selon une fourchette de 4 235 000 à 5 954 000 individus matures, si l'on considère les intervalles de confiance à 95 % pour les principales colonies où ces données sont disponibles (annexe 1).

Dans l'Est du Canada, 82 colonies récentes comptaient des Océanites cul-blanc de l'Atlantique reproducteurs lors du dernier relevé ou de la dernière visite, à un moment donné depuis 1970; ces colonies sont présumées actives (annexe 1). Onze autres petites colonies passées n'ont pas fait l'objet d'un relevé ou d'une visite depuis 1970, et sont peut-être encore actives, ce qui signifie qu'il y a entre 82 et 93 colonies actives dans l'Est du Canada (tableau 1; Figure 2; annexe 1). La plus grande partie de la population reproductrice active se trouve sur l'île de Terre-Neuve (93 %; tableau 1; Figure 2; annexe 1), notamment sur l'île Baccalieu, qui abrite la plus grande colonie d'Océanites cul-blanc du monde (Wilhelm *et al.*, 2020). Vingt îles de l'Est du Canada abritent des colonies de plus de 2 000 individus matures (14 sur l'île de Terre-Neuve, 5 en Nouvelle-Écosse et 1 au Nouveau-Brunswick) et accueillent collectivement 99,7 % de la population régionale (annexe 1).

Tableau 1. Résumé du nombre de colonies actives d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique (colonies confirmées depuis 1970) et estimations du nombre d'individus matures dans l'Est du Canada, par province et région (nombres totaux non arrondis; résumé d'après les données à l'annexe 1).

Province ou région	Nombre de colonies actives	Nombre d'individus matures	Fourchette (IC à 95 %)	Proportion de la population de l'Est du Canada
Terre-Neuve	47	4 914 504	3 906 439 à 5 557 477	93 %
Nouvelle-Écosse	26	318 540	293 786 à 343 294	6 %
Nouveau-Brunswick	8	43 586	34 186 à 52 986	< 1 %
Labrador	4	276	-	< 0,01 %
Québec	8	36	-	< 0,01 %
Total	93	5 276 942	4 234 723 à 5 954 069	

Dix autres colonies inoccupées ont accueilli des océanites reproducteurs au cours des 3 dernières générations (44 ans), mais aucun individu reproducteur n'était présent lors de la dernière visite (voir **Zone d'occurrence et zone d'occupation**; Figure 5; annexe 1). La plupart des sites abandonnés se trouvaient au Québec (Figure 5, annexe 1), possiblement en raison de la présence récente du renard roux (*Vulpes vulpes*) et du vison d'Amérique (*Neovison vison*; Rail, comm. pers., 2019).

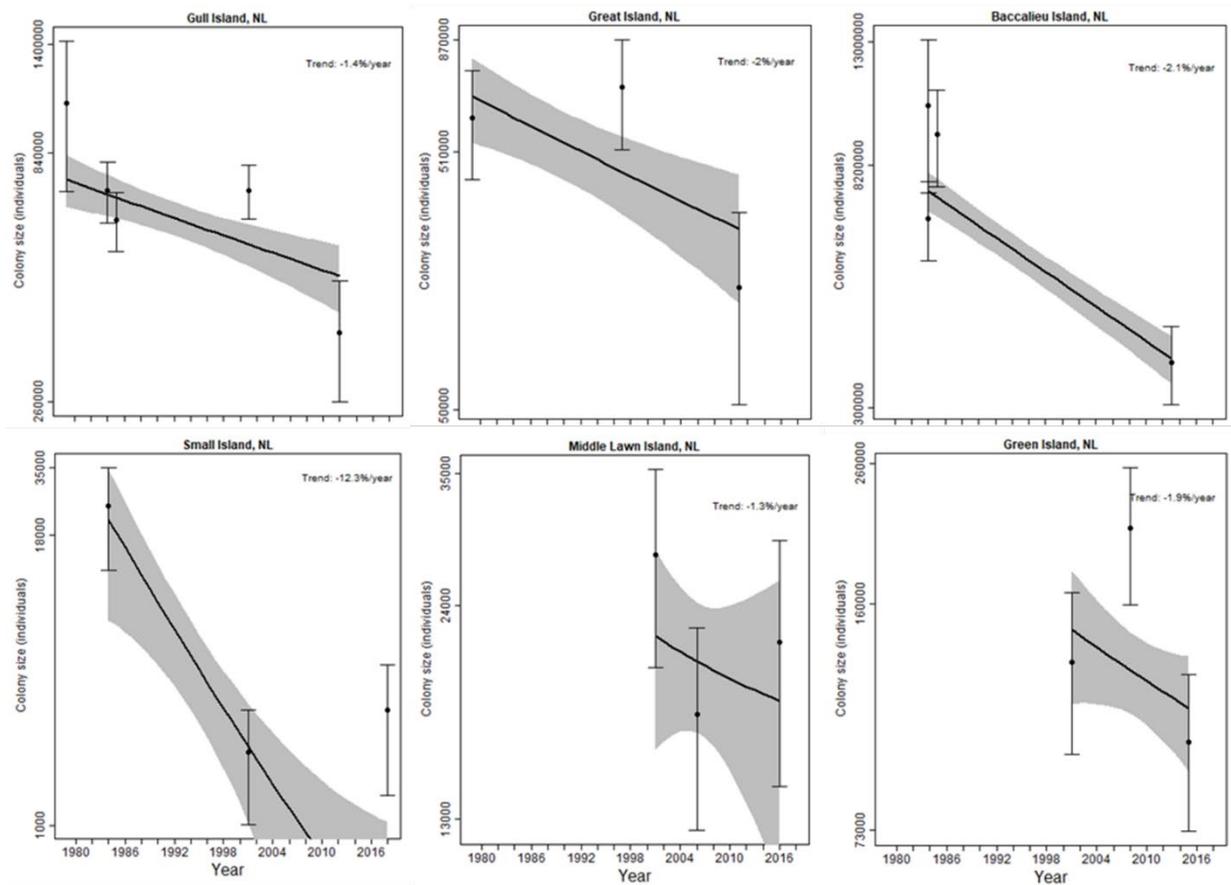
Fluctuations et tendances

Les relevés des colonies et les recherches sur le terrain dans l'Atlantique canadien ne montrent pas que les effectifs reproducteurs de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique sont soumis à des fluctuations de population, lesquelles sont définies comme étant des changements rapides et fréquents de la répartition ou du nombre d'individus matures. Des études paléoécologiques indiquent que des variations naturelles du nombre de reproducteurs peuvent se produire dans certaines colonies, mais ces périodes de croissance et de déclin se produisent très progressivement sur une longue période (c.-à-d. des centaines ou des milliers d'années; Duda *et al.*, 2020 a,b).

Les évaluations des tendances présentées ci-après sont fondées sur les résultats de relevés répétés dans des colonies qui, ensemble, représentent environ 91 % de la population reproductrice d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique au Canada (Robertson, données inédites; annexe 1).

Île de Terre-Neuve

Robertson *et al.* (2006) ont réalisé la première évaluation des tendances à l'échelle provinciale des Océanites cul-blanc de l'Atlantique nichant à Terre-Neuve, et ont tenu compte de tout changement dans les méthodes de relevés et d'analyse. Ils ont constaté que la taille de 3 très grandes colonies (îles Gull, Great et Green; de 100 000 à 1 000 000 d'individus matures) a peu changé entre 1978 et 2001. Toutefois, 2 colonies plus petites (îles Middle Lawn et Small; de 2 000 à 60 000 individus matures) ont connu un déclin important entre 1981 et 2001 (Robertson *et al.*, 2006). Depuis le début des années 2000, des efforts importants ont été déployés dans le but de mettre à jour la situation et les tendances de la population reproductrice d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique dans la plupart des grandes colonies de la province (annexe 1). De récentes analyses des tendances ont révélé que les 6 colonies de Terre-Neuve pour lesquelles il existe des estimations de la population fiables, y compris les 3 plus grandes de l'Est du Canada, ont diminué aux taux annuels suivants : île Baccalieu : -2,1 % (1984-2013); île Gull : -1,4 % (1979-2012); île Great : -2,0 % (1979-2011); île Small : -12,3 % (1984-2018); île Middle Lawn : -1,3 % (2001-2016); île Green : -1,9 % (2001-2015; Figure 7; annexe 2).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Colony size (individuals) = Taille de la colonie (individus)

Gull Island, NL = Île Gull (T.-N.-L.)

Trend: -1.4%/year = Tendence : -1,4 %/an

Great Island, NL = Île Great (T.-N.-L.)

Trend: -2%/year = Tendence : -2 %/an

Baccalieu Island, NL = Île Baccalieu (T.-N.-L.)

Trend: -2.1%/year = Tendence : -2,1 %/an

Small Island, NL = Île Small (T.-N.-L.)

Trend: -12.3%/year = Tendence : -12,3 %/an

Middle Lawn, NL = Île Middle Lawn (T.-N.-L.)

Trend: -1.3%/year = Tendence : -1,3 %/an

Green Island, NL = Île Green (T.-N.-L.)

Trend: -1.9%/year = Tendence : -1,9 %/an

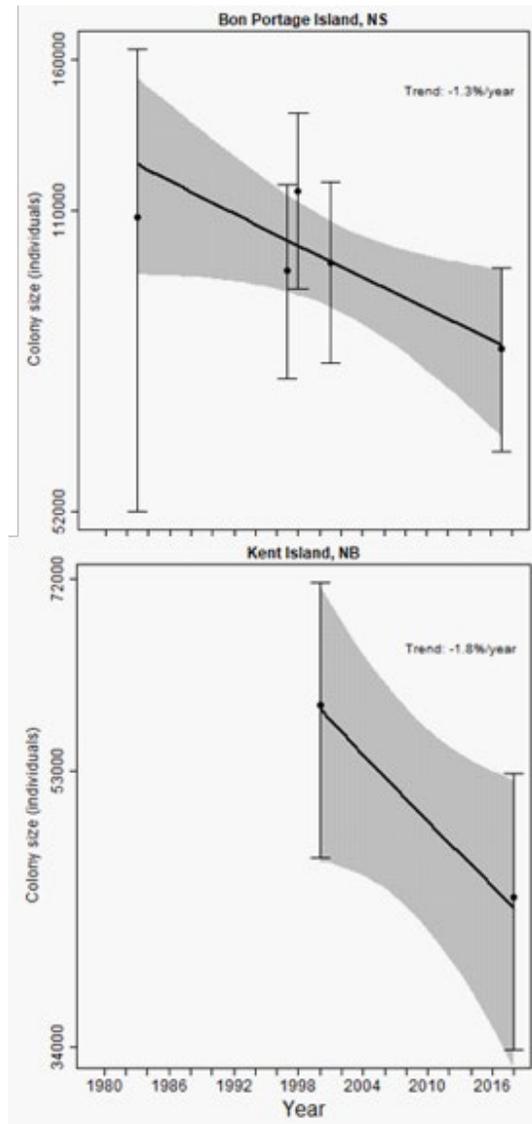
Year = Année

Figure 7 Tendances des populations et intervalles de crédibilité à 95 % connexes de 6 colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique à Terre-Neuve (îles Gull, Great, Baccalieu, Small, Middle Lawn et Green) de 1979 à 2018 (Robertson, données inédites, d'après les données à l'annexe 2). La taille de la colonie sur l'axe des ordonnées est représentée sur une échelle logarithmique (log10).

Nouvelle-Écosse et Nouveau-Brunswick

Il existe des données sur les tendances pour deux des six plus grandes colonies d'Océanites cul-blanc dans les provinces maritimes, soit l'île Outer, située à l'extrémité sud de la Nouvelle-Écosse, près de l'embouchure de la baie de Fundy, et l'île Kent, qui fait

partie de l'archipel de Grand Manan, située du côté néo-brunswickois de la baie de Fundy (Figure 2). Selon des analyses des tendances, la population de l'île Outer a diminué de 1,3 % par an (1983-2017), et celle de l'île Kent, de 1,8 % par an (2000-2018; Figure 8; annexe 2).



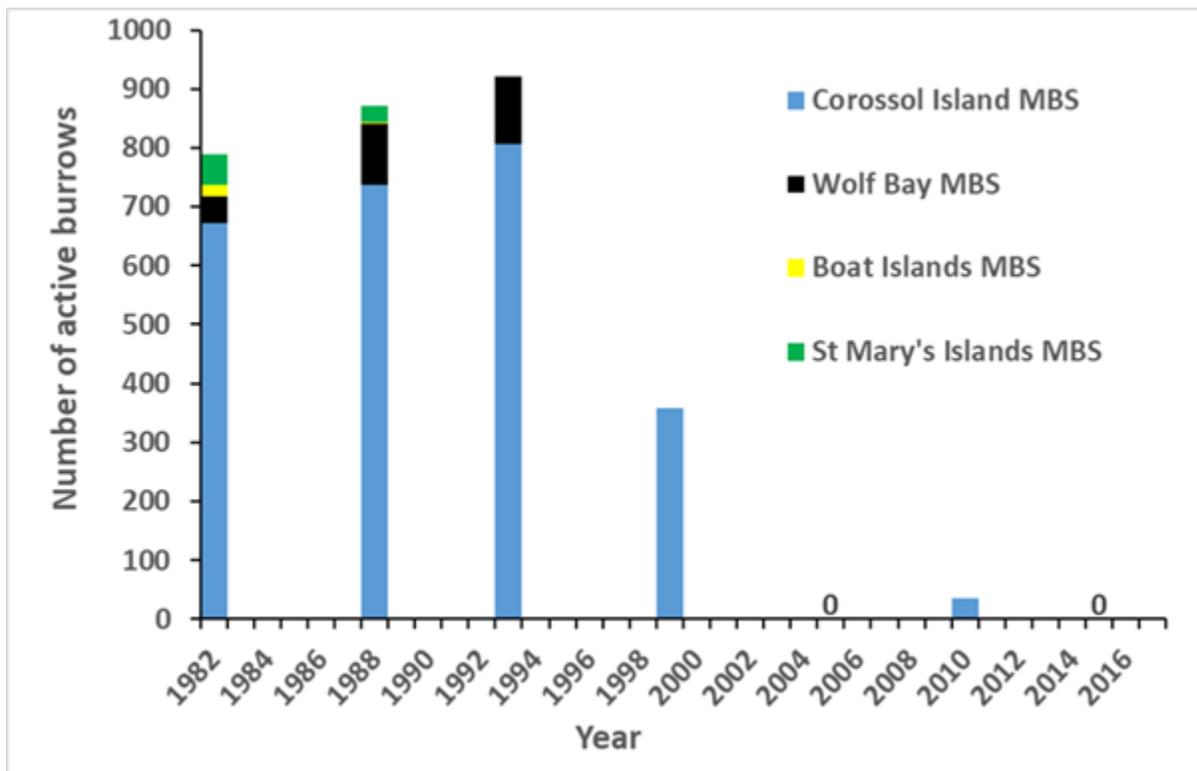
Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Colony size (individuals) = Taille de la colonie (individus)
 Bon Portage Island, NS = Île Outer (N.-É.)
 Trend: -1.3%/year = Tendence : -1,3 %/an
 Kent Island, NB = Île Kent (N.-B.)
 Trend: -1.8%/year = Tendence : -1,8 %/an
 Year = Année

Figure 8 Tendances des populations d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique et intervalles de crédibilité à 95 % connexes des colonies de l'île Outer, en Nouvelle-Écosse, et de l'île Kent, au Nouveau-Brunswick, de 1983 à 2018 (Robertson, données inédites, d'après les données à l'annexe 2). La taille de la colonie sur l'axe des ordonnées est représentée sur une échelle logarithmique (log10).

Québec

Il existe moins de 20 mentions de sites de reproduction de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique au Québec (annexe 1). Les colonies sont petites (moins de 2 000 individus matures), et les terriers sont souvent largement dispersés et cachés dans la végétation dense. Il est donc difficile d'obtenir des estimations fiables de la taille des colonies. Cependant, certaines données sur les tendances proviennent de relevés effectués régulièrement dans les refuges d'oiseaux migrateurs (ROM) sur la côte nord du golfe du Saint-Laurent. Des colonies d'Océanites cul-blanc ont été détectées dans 4 refuges dans les années 1980, et, en 1988 et en 1993, elles comptaient au total environ 1 800 individus matures. Très peu de couples reproducteurs ont été signalés dans ces sites depuis, et plusieurs colonies semblent avoir été abandonnées (Figure 9; annexe 1; Rail, données inédites).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Number of active burrows = Nombre de terriers actifs

Year = Année

Corossol Island MBS = ROM de l'Île-du-Corossol

Wolf Bay MBS = ROM de la Baie-des-Loups

Boat Island MBS = Îles Boat

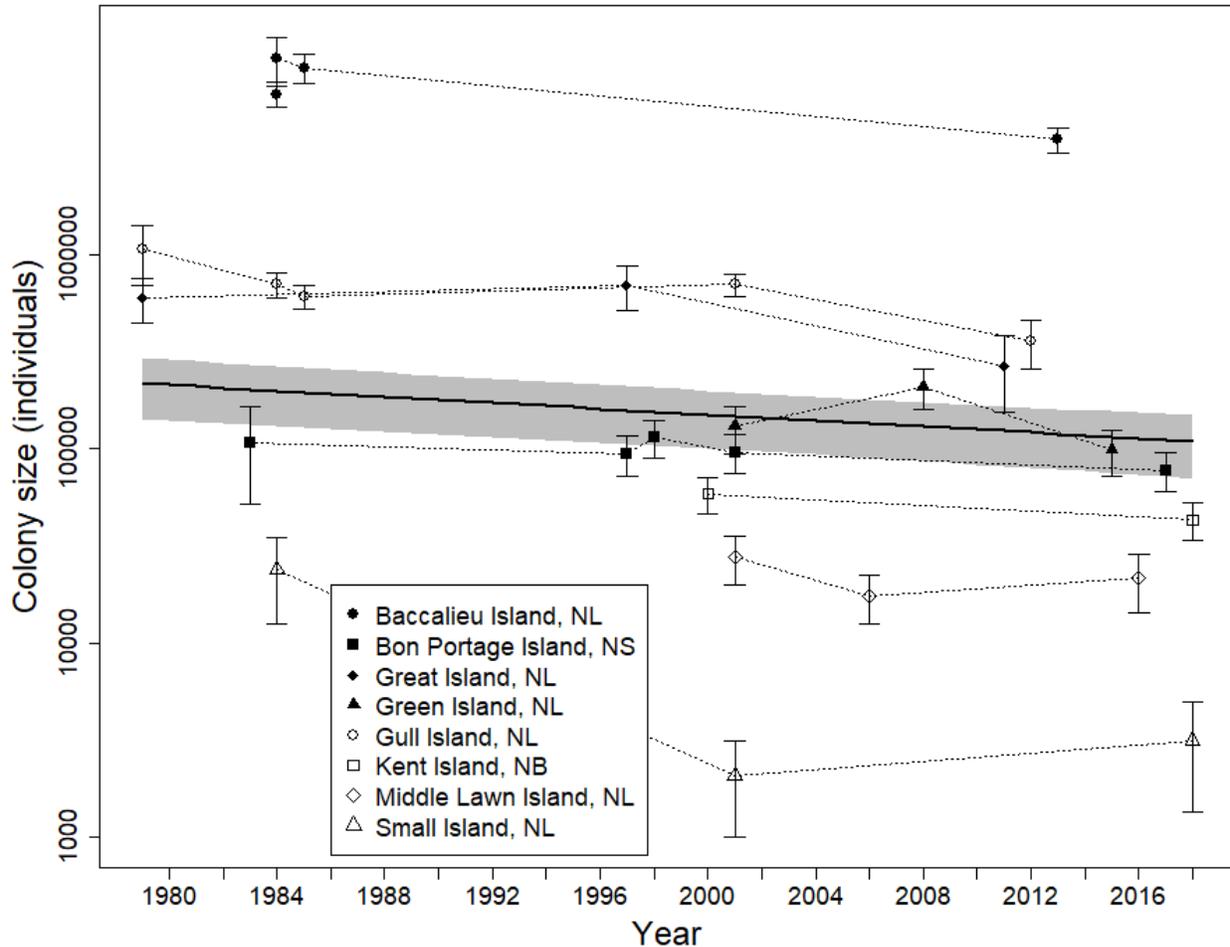
St Mary's Islands MBS = Îles Sainte-Marie

Figure 9 Tendances des populations selon le nombre de terriers de nidification actifs dans quatre colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique au Québec, dans les ROM de l'Île-du-Corossol, de la Baie-des-Loups et des Îles-Sainte-Marie (îles Sainte-Marie et îles aux Perroquets [anciennement appelées « îles Boat »]), de 1982 à 2016 (Rail, données inédites).

Tendances globales de la population

Dans le cadre de la présente évaluation de la situation, G.J. Robertson a effectué de nouvelles analyses des tendances pour huit colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique ayant fait l'objet d'un suivi dans l'Est du Canada et pour lesquelles il disposait de deux relevés de colonies ou plus ayant des estimations de l'erreur de relevé. Ces colonies comprennent toutes les principales colonies de l'Est du Canada et représentent environ 91 % de la population de cette région. Des colonies ayant fait l'objet de relevés au cours de la période de trois générations de 1974 à 2018 (44 ans) ont été sélectionnées (annexe 2). Cette période comprend le moment où les premiers relevés des colonies valables sur le plan statistique ont été effectués. Les colonies pour lesquelles il n'y avait pas d'estimations de l'erreur ont été exclues, car il n'y avait aucun moyen d'évaluer la précision du relevé ou de déterminer si les méthodes utilisées étaient appropriées. Les détails des analyses sont fournis à l'annexe 3.

La tendance globale pour les 8 colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique évaluées a diminué de 1,74 %/an, selon des relevés disponibles au cours de la période de 3 générations de 1974 à 2018 (44 ans; IC à 95 % : de -2,35 % à -1,08 %; Figure 10). La variation des tendances entre les colonies était faible ($\sigma_{tendance} = 0,005$, IC à 95 % : de 0,001 à 0,015), ce qui se reflète visuellement dans les tendances semblables entre les colonies (figures 7 et 8). Ce changement équivaut à une réduction de la population de 53,8 % (IC à 95 % : de -38,0 % à -64,9 %) sur 3 générations. Si l'on tient compte seulement des 30 dernières années (1988-2018), soit 2 générations, on estime une diminution de 2,64 %/an (IC à 95 % : de -5,47 %/an à +0,2 %/an), qui est plus marquée, mais moins certaine; ce déclin équivaut à une réduction de 55,2 % (IC à 95 % : de -81,5 % à +6,2 %) sur 2 générations.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Colony size (individuals) = Taille de la colonie (individus)

Year = Année

Baccalieu Island, NL = Île Baccalieu (T.-N.-L.)

Bon Portage Island, NS = Île Outer (Bon Portage) (N.-É.)

Great Island, NL = Île Great (T.-N.-L.)

Green Island, NL = Île Green (T.-N.-L.)

Gull Island, NL = Île Gull (T.-N.-L.)

Kent Island, NB = Île Kent (N.-B.)

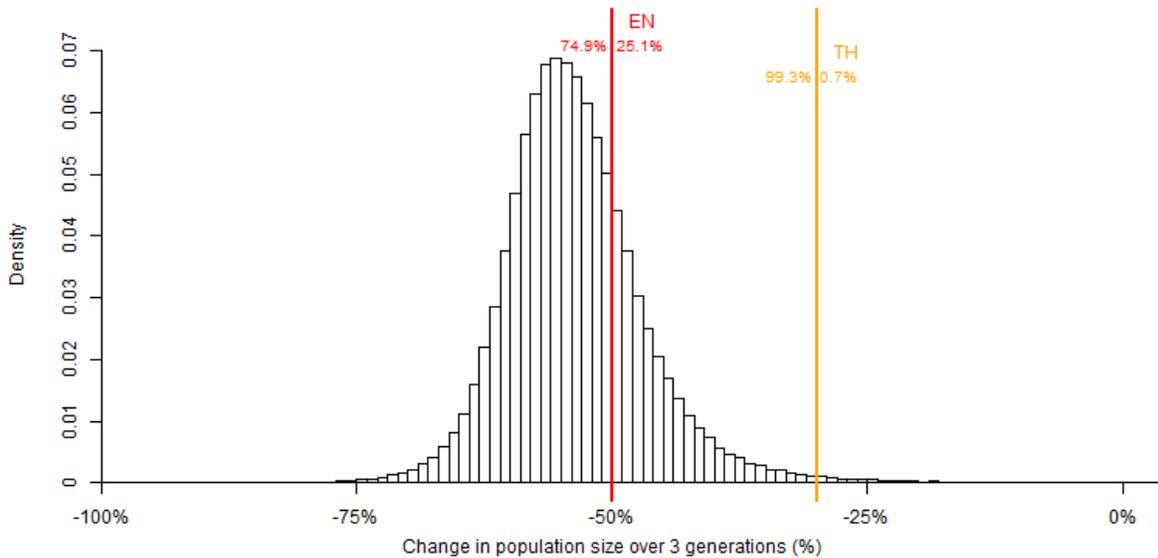
Middle Lawn Island, NL = Île Middle Lawn (T.-N.-L.)

Small Island, NL = Île Small (T.-N.-L.)

Figure 10 Tendances de la population et intervalles de crédibilité à 95 % connexes de 8 colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique de l'Est du Canada, de 1979 à 2018. Des lignes pointillées relient les différentes dates de relevé de chaque colonie, et une ligne noire pleine illustre la tendance générale au cours des 3 dernières générations (-1,74 %/an; Robertson, données inédites, d'après les données à l'annexe 2). La taille de la colonie sur l'axe des ordonnées est représentée sur une échelle logarithmique (log10).

Une analyse approfondie a été entreprise pour examiner l'incertitude de ces tendances et son incidence en ce qui concerne la réduction estimée de la population sur trois générations. Chaque valeur de la distribution a posteriori de la tendance (β_1) a été augmentée à la 44^e puissance (donc projetée sur 3 générations), et cette distribution a été tracée selon les seuils d'un déclin de 30 % (seuil pour la catégorie « espèce menacée » selon le critère A2 du COSEPAC) et d'un déclin de 50 % (seuil pour la catégorie « espèce

en voie de disparition » selon le critère A2). Sur les 30 000 résultats du modèle état-espace visant à estimer les tendances qui ont été obtenus par la méthode de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCMC), on a constaté que, dans 74,9 % des cas, la tendance estimée équivalait à une réduction de la population de 50 % ou plus sur 3 générations, et que, dans 99,3 % des cas, la tendance estimée équivalait à une réduction de la population de 30 % ou plus sur 3 générations (Figure 11).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Density = Densité
 Change in population size over 3 generations (%) = Variation de la taille de la population sur 3 générations (%)
 EN = En voie de disparition
 TH = Menacée

Figure 11 Répartition a posteriori des tendances de la population (β_1) d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique projetées sur 3 générations (44 ans), estimées à partir d'un modèle bayésien état-espace simple (annexe 3), à l'aide de données de relevé de 8 grandes colonies de l'Est du Canada étudiées au moyen de méthodes valables sur le plan statistique (1974-2018). Les seuils associés à des déclin de 30 % sur 3 générations (orange – espèce menacée selon les critères A2 et A4 du COSEPAC) et de 50 % (rouge – espèce en voie de disparition selon les critères A2 et A4 du COSEPAC) sont affichés, ce qui montre les probabilités de se situer au-dessus ou au-dessous de ces seuils.

Le déclin marqué de la population observé au cours des 2 dernières générations concorde avec les observations selon lesquelles les tendances dans les grandes colonies d'Océanites cul-blanc à Terre-Neuve étaient relativement stables jusqu'au début des années 2000 (Robertson *et al.*, 2006), mais ont connu depuis des déclin d'environ 40 %, en partie attribuables aux taux élevés de prédation par les goélands dans 2 des plus grandes colonies (îles Gull et Great; Wilhelm *et al.*, 2015; Wilhelm, 2017; Bond, données inédites). Deux grandes colonies des provinces maritimes, sur les îles Outer et Kent, ont connu des baisses marquées sur une période d'un peu plus d'une génération (-20 %

sur 16 ans et -16 % sur 17 ans, respectivement), en raison de facteurs qui ne sont pas bien compris (Pollet et Shutler, 2018; d'Entremont *et al.*, 2020; voir **Menaces**). La grande colonie d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique sur l'île Baccalieu n'a fait l'objet de relevé qu'au cours de deux périodes (de 1984 à 1985 et 2013), de sorte que le moment et l'ampleur d'un déclin de cette population sur deux générations demeurent inconnus, mais la colonie de Baccalieu connaît des baisses très marquées dans l'ensemble, qui sont semblables à celles observées dans d'autres grandes colonies (Wilhelm *et al.*, 2020). Duda *et al.* (2020 b) ont récemment reconstitué les 1 700 dernières années relatives à la population d'Océanites cul-blanc de l'île Baccalieu à l'aide d'approches paléoenvironnementales. Ils ont montré que les effectifs étaient beaucoup plus faibles par le passé, puis ont connu une augmentation dès la fin du 19^e siècle, puis tout au long du 20^e siècle, avec un pic au milieu des années 1980, suivi d'un déclin rapide, ce qui corrobore ainsi les tendances démographiques récentes estimées à l'aide des méthodes de relevé traditionnelles des colonies (Duda *et al.*, 2020b).

Tendances dans les pays voisins

Saint-Pierre-et-Miquelon (France)

L'île du Grand Colombier, appartenant au territoire français de Saint-Pierre-et-Miquelon et située à 20 km au large de la péninsule de Burin, à Terre-Neuve, accueille actuellement la deuxième plus grande colonie d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique Nord-Ouest. Lormée *et al.* (2012) ont estimé la population du Grand Colombier à 727 574 individus matures en 2008, soit plus du double des estimations précédentes réalisées dans le cadre de relevés à la fin des années 1980 et en 2004, où l'on avait obtenu un nombre d'environ 356 000 et 286 000 individus matures, respectivement (Desbrosse et Etcheberry, 1989; Robertson *et al.*, 2006). Plus récemment, en 2011, cette colonie a été estimée à 292 426 individus matures (annexe 1). Un examen plus approfondi de ces chiffres a révélé des divergences importantes au niveau des estimations de la superficie totale de la colonie utilisée par les Océanites cul-blanc, qui, dans le cas présent, est composée de la plus grande partie du Grand Colombier. Cet examen a entraîné une nouvelle analyse des relevés précédents à l'aide d'une approche fondée sur le SIG pour estimer l'aire occupée (note : le relevé effectué à la fin des années 1980 n'a pas pu être analysé de nouveau à cause d'information insuffisante sur la collecte de données et des activités d'échantillonnage limitées, comme le décrivent Desbrosse et Etcheberry, 1989). Les estimations révisées laissent entendre que la taille de la population du Grand Colombier varie d'approximativement 347 000 (2004) à 507 000 (2008) individus matures, le plus récent relevé effectué en 2011 ayant permis d'obtenir une estimation de 400 000 individus matures (Duda *et al.*, 2020 a). Les résultats des plus récents relevés, combinés au relevé initial effectué à la fin des années 1980, donnent à penser que le nombre d'Océanites cul-blanc reproducteurs est variable, mais relativement stable sur le Grand Colombier.

Comme c'est le cas dans plusieurs grandes colonies de l'Est canadien, l'étendue de l'habitat terrestre de la population reproductrice d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique sur le Grand Colombier diminue en superficie à cause du nombre croissant de Macareux moines reproducteurs, qui empiètent sur les sites déjà occupés par les océanites (Lormée *et al.*, 2012). La présence de grands goélands et de campagnols des prés a également une incidence sur la qualité de l'habitat de reproduction des océanites sur le Grand Colombier. Cependant, rien n'indique que le nombre de goélands augmente, et les répercussions globales des goélands et des campagnols sur l'Océanite cul-blanc seraient minimales (Lormée *et al.*, 2012).

Maine (États-Unis)

Les îles côtières du Maine accueillent plus de 99 % de la population états-unienne d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique; de ce nombre, plus de 80 % se reproduisent dans deux colonies (îles Great Duck et Little Duck; Schubel *et al.*, 2019 a). D'après les résultats des relevés systématiques menés dans six grandes colonies du Maine en 2018 et en 2019, la tendance démographique globale semble être à la hausse dans l'État. Sur les six colonies ayant fait l'objet d'un relevé, la population d'une colonie a baissé (à cause de la présence de mammifères prédateurs), celle de deux colonies était stable et celle de trois colonies a augmenté de façon importante (Schubel *et al.*, 2019b). Selon l'estimation actuelle, 53 528 individus matures se reproduisent dans les îles Great Duck et Little Duck (Schubel *et al.*, 2019b), soit plus du double de l'estimation précédente de 20 732 individus matures datant des années 1990 (Chilelli, 1999). Malgré cette augmentation apparente, la qualité de l'habitat de reproduction sur l'île Great Duck semble avoir diminué à long terme à cause du broutage par le lièvre d'Amérique, introduit sur l'île dans les années 1960 (Schubel *et al.*, 2019 a).

Immigration de source externe

Les colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique, situées dans le bassin de l'Atlantique Nord, forment vraisemblablement une seule métapopulation en raison d'échanges notables d'individus préreproducteurs vers l'est et vers l'ouest entre des colonies largement séparées (voir **Structure spatiale et variabilité de la population**; Bicknell *et al.*, 2012, 2013). La grande colonie apparemment stable d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique sur le Grand Colombier (Saint-Pierre-et-Miquelon, France) (Duda *et al.*, 2020a) et la petite population en expansion du Maine (Schubel *et al.*, 2019b) pourraient servir de populations sources pour certaines des colonies en déclin de l'Atlantique canadien. Toutefois, les populations du Grand Colombier et du Maine représentent à l'heure actuelle seulement environ 8 % de la population totale d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique (tableau 2). De plus, les petites populations de la plupart des colonies de l'Atlantique Nord-Est subissent un déclin global (Newson *et al.*, 2008; Hansen, données inédites), et la colonie de Saint-Kilda, en Écosse, pourrait être un puits de population à cause de la forte prédation exercée par le Grand Labbe (*Catharacta skua*) sur les océanites cul-blanc non reproducteurs, dont probablement ceux qui ont immigré depuis des colonies se trouvant ailleurs dans le bassin de l'Atlantique, notamment au Canada (BirdLife

International, 2018). Par conséquent, à cause des déclin démographiques importants des deux côtés de l’océan Atlantique et du fait que l’Est du Canada abrite environ 91 % de la population de l’Atlantique (tableau 2), une immigration en provenance de colonies situées à l’extérieur du Canada est très peu probable.

Tableau 2. Nombre estimé d’individus matures de la population d’Océanites cul-blanc de l’Atlantique se reproduisant dans l’océan Atlantique, par pays.

Pays	Nombre d’individus matures	Référence
Est du Canada	5 277 000	Annexe 1.
Saint-Pierre-et-Miquelon (France)	399 900	Duda <i>et al.</i> (2020a)
Maine (États-Unis)	62 500	Schubel <i>et al.</i> (2019b)
Saint-Kilda (Écosse)	42 000	Newson <i>et al.</i> (2008)
Islande	36 000	Hansen, comm. pers. (2019)
Îles Féroé (Danemark)	2 000	Pollet <i>et al.</i> (2019a)
Norvège	2 000	Pollet <i>et al.</i> (2019a)
Irlande	620	Pollet <i>et al.</i> (2019a)
Total pour l’océan Atlantique Nord	5 822 020	

La population d’Océanites cul-blanc du Pacifique se reproduisant sur la côte ouest du Canada est considérée dans le présent rapport comme une UD géographiquement distincte (voir **Structure spatiale et variabilité de la population**) et ne peut donc être une source d’immigration.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Les causes précises du déclin de la population d’Océanites cul-blanc de l’Atlantique sont actuellement inconnues, mais sont probablement plurifactorielles. Les principales menaces pesant sur les océanites dans leurs colonies de reproduction incluent la prédation par des espèces indigènes ainsi que la perte ou la dégradation de l’habitat. En mer, l’espèce est principalement menacée par la pollution lumineuse, les activités liées à la production pétrolière et gazière, les phénomènes météorologiques violents et les perturbations prévues de la disponibilité de nourriture causées par les changements océaniques attribuables au climat.

Ces menaces sont évaluées ci-dessous selon le système unifié de classification des menaces de l'IUCN-CMP (Union internationale pour la conservation de la nature – Partenariat pour les mesures de conservation) (basé sur Salafsky *et al.*, 2008). Elles sont répertoriées par ordre décroissant de gravité de l'impact (de la plus à la moins élevée) et se terminent par celles pour lesquelles la portée ou la gravité est inconnue. L'impact global des menaces est considéré comme étant élevé, ce qui correspond à un déclin supplémentaire anticipé de 10 à 70 % au cours des 3 prochaines générations (Master *et al.*; voir l'annexe 4 pour de plus amples renseignements).

Catégorie 3.1 : Forage pétrolier et gazier (impact moyen)

De nombreux oiseaux marins, dont l'Océanite cul-blanc, se regroupent autour de structures extracôtières, attirés par la disponibilité de nourriture, l'éclairage nocturne et d'autres repères visuels. Ce comportement augmente le risque de mortalité à cause de chocs physiques avec les structures, d'échouages sur celles-ci, de la prédation par des prédateurs aviaires, de l'incinération par des torchères et de la dépense énergétique inutile (Wiese *et al.*, 2001; Montevecchi, 2006; Burke *et al.*, 2012, Ronconi *et al.*, 2015). Les effets des lumières et des torchères sont abordés à la **Catégorie 9.6 : Apports excessifs d'énergie** (voir ci-dessous). Dans l'Atlantique canadien, l'Océanite cul-blanc est l'espèce le plus souvent observée échouée sur des plateformes extracôtières (90 % des mentions). Les pics d'échouages se produisent en septembre et en octobre (Gjerdrum *et al.*, 2018), ce qui coïncide avec la période de l'envol et donne à penser que de nombreux océanites touchés ont récemment pris leur envol depuis des colonies canadiennes.

Quatre installations extracôtières de production pétrolière sont actuellement en fonction dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador (C-NLOPB, 2019), et deux autres, dans les eaux de la Nouvelle-Écosse (CNSOPB, 2019). L'aire d'alimentation d'au moins trois des plus grandes colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique, dans l'Est du Canada, chevauche ces champs de pétrole et de gaz extracôtiers durant la période de reproduction (Hedd *et al.*, 2018). L'Océanite cul-blanc est également menacé par les activités pétrolières et gazières extracôtières dans ses lieux d'hivernage, au large des côtes de l'Afrique occidentale et de l'est du Brésil (Pollet *et al.*, 2019b; Hedd, données inédites). Puisque la demande pétrolière et gazière continue d'augmenter pour répondre aux besoins de la population humaine grandissante (International Energy Agency, 2016), les menaces attribuables aux installations de production extracôtières qui pèsent sur l'espèce sont susceptibles de continuer d'augmenter.

Catégorie 8.2 : Espèces indigènes problématiques (impact moyen)

Les prédateurs aviaires constituent une menace directe pour l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique dans plusieurs des grandes colonies de l'Est du Canada. Des études ont montré que de grands goélands, principalement des Goélands argentés, ont tué près de 49 000 Océanites cul-blanc adultes sur l'île Great, à Terre-Neuve, en 1997 (Stenhouse *et al.*, 2000), et plus de 110 000 adultes sur l'île Gull, à Terre-Neuve également, en 2012 (Bond, données inédites). Les taux de prédation étaient les plus élevés en mai et

en juin, puis ont diminué avec l'arrivée des capelans reproducteurs vers le rivage, indiquant ainsi un changement du comportement alimentaire des goélands, qui se tournaient vers des poissons de petite taille (Stenhouse et Montevecchi, 1999). Les goélands s'en prennent probablement aux Océanites cul-blanc reproducteurs au début de la saison de nidification, et, plus tard, aux océanites non reproducteurs alors à la recherche d'une colonie (Stenhouse et Montevecchi, 1999). La prédation a donc des conséquences à la fois sur la survie des adultes (Fife *et al.*, 2015) et le recrutement.

Après le moratoire sur la pêche aux poissons de fond imposé en 1992, le nombre de Goélands argentés a décliné dans l'Est du Canada à cause de la réduction des sources de nourriture anthropiques (Wilhelm *et al.*, 2016). Toutefois, certaines colonies de goélands ont encore accès à de la nourriture de sources anthropiques, notamment dans les élevages de visons, dans les lieux d'enfouissement, sur les navires de pêche et dans les établissements de transformation du poisson (Bennett *et al.*, 2017; Shlepr, 2017); ainsi, elles peuvent être encore maintenues à des niveaux artificiellement élevés (Ronconi, comm. pers., 2020; Wilhelm, obs. pers.). Malgré le déclin global de la population de goélands, certaines colonies d'Océanites cul-blanc de l'est de Terre-Neuve continuent de connaître une prédation élevée par des goélands (Stenhouse *et al.*, 2000; Bond, données inédites). On note également une prédation par les goélands dans les colonies de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick (Steenweg *et al.*, 2011; Fife *et al.*, 2015), ce qui peut avoir des effets sur l'utilisation des sites de nidification (d'Entremont *et al.*, 2020), même si les conséquences à l'échelle de la population sont inconnues. La population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique pourrait connaître une hausse de la prédation par les goélands à cause des changements océaniques actuels attribuables au climat qui réduisent la disponibilité de poissons à proximité de certaines colonies d'oiseaux marins (Regular *et al.*, 2014; Fitzsimmons *et al.*, 2017).

L'augmentation des populations de Macareux moines dans l'Est du Canada entraîne une réduction de l'habitat de nidification convenable pour les océanites parce que les macareux creusent des terriers dans l'habitat de nidification de ces derniers. Un tel empiètement a été observé dans les trois plus grandes colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique de Terre-Neuve, soit celles des îles Baccalieu, Gull et Great (Wilhelm *et al.*, 2015, 2020; Wilhelm, données inédites).

Le Grand-duc d'Amérique est un prédateur connu de l'Océanite cul-blanc dans des colonies telles que celle de l'île Outer, en Nouvelle-Écosse (voir par exemple Pollet et Shutler, 2019). Le nombre de Grands-ducs d'Amérique, qui a augmenté dans l'Est du Canada de 1996 à 2003 (Artuso *et al.*, 2013), pourrait constituer une menace grandissante pour l'espèce.

On note également une prédation par des mammifères indigènes dans plusieurs colonies de l'Est du Canada. Le renard roux a contribué aux déclinés récents de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique au Québec (Rail, comm. pers, 2019). La population résidente de renards roux qui était présente sur l'île Baccalieu aurait tué 31 000 Océanites cul-blanc annuellement; en revanche, il est probable qu'elle ait dissuadé les goélands de nicher sur l'île (Sklepkovych, 1986). Cette population de renards a disparu entre 1985 et le début des

années 2000 (Montevecchi, comm. pers., 2020), et une petite colonie de Goélands argentés (environ 50 à 100 couples) s'y est installée depuis (Wilhelm *et al.*, 2020). L'île Country, en Nouvelle-Écosse, accueille une population résidente de campagnols des prés, dont certains ont été vus en train de se nourrir d'œufs, de sortir des œufs des terriers et de manger des oisillons morts (Rock, comm. pers. comm., 2019).

Catégorie 9.6 : Apports excessifs d'énergie (impact moyen-faible)

La pollution lumineuse est l'une des activités anthropiques entraînant des altérations à l'environnement naturel qui augmente le plus rapidement à l'échelle mondiale (Cinzano *et al.*, 2001), et les lumières artificielles sur la côte, à proximité des colonies d'Océanites cul-blanc, sont des sources de mortalité potentielles importantes. Ces oiseaux marins principalement nocturnes sont attirés par les lumières artificielles, qui peuvent les désorienter, les rendre susceptibles aux collisions avec des structures artificielles et des véhicules, ou les forcer à se poser au sol, où ils peuvent être sujets à la faim, à la déshydratation et à la prédation (Le Corre *et al.*, 2002; Miles *et al.*, 2010; Rodriguez *et al.*, 2014, 2017, 2019). Parmi les sources de lumière terrestres, mentionnons les phares, les quartiers résidentiels et les sites industriels. La plupart des oiseaux marins attirés par les lumières terrestres sont des jeunes ayant pris leur envol qui sont peu expérimentés et qui en sont à leur premier déplacement en mer (Le Corre *et al.*, 2002; Miles *et al.*, 2010; Rodriguez *et al.*, 2017). En octobre 2018, plus de 500 carcasses d'Océanite cul-blanc de l'Atlantique ont été recueillies en 2 nuits dans 2 sites industriels du sud de la baie de la Conception, à Terre-Neuve; toutes, sauf une, étaient des carcasses de jeunes ayant pris leur envol qui venaient probablement de quitter l'île Baccalieu et qui sont morts en entrant en collision avec des bâtiments industriels (Wilhelm, données inédites).

La nuit, les océanites peuvent également s'échouer sur des navires de pêche, des navires de charge et des bâtiments sismiques, souvent après avoir été attirés ou désorientés par leurs lumières (Ellis *et al.*, 2013; Gjerdrum, données inédites; Wilhelm, obs. pers.). La pollution lumineuse provenant d'installations de production pétrolière et gazière extracôtières constitue une menace grandissante pour l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique à la fois dans les lieux d'estivage et les lieux d'hivernage (voir **Catégorie 3.1 : Forage pétrolier et gazier**).

Catégorie 11.1 : Déplacement et altération de l'habitat (impact moyen-faible)

Les réseaux trophiques démersaux et pélagiques de l'écosystème de l'Atlantique Nord-Ouest ont subi des changements importants à la suite d'un refroidissement des eaux au début des années 1990, refroidissement causé par une hausse des apports d'eau douce provenant de l'Arctique qui a eu une incidence sur la disponibilité des principales proies pour les organismes de niveaux trophiques supérieurs (Head et Pepin, 2010; Buren *et al.*, 2014, 2018). Ce changement de régime a coïncidé avec l'effondrement des populations de morues franches (*Gadus morhua*) causé par la surpêche, exacerbant les effets sur le réseau trophique (Frank *et al.*, 2005). Les Océanites cul-blanc se reproduisant dans l'Est du Canada se nourrissent principalement de petits poissons, et des crustacés viennent compléter leur alimentation (voir **Régime alimentaire et quête de nourriture**).

Cependant, la diversité des crustacés dans l'alimentation a diminué depuis le refroidissement des eaux, qui a entraîné la disparition d'espèces de petits euphausiacés (Hedd *et al.*, 2009). La mesure des isotopes stables à partir de plumes laisse croire que l'alimentation durant la période d'hivernage de l'Océanite cul-blanc n'a pas changé au cours des 150 dernières années (Fairhurst *et al.*, 2015), mais les changements écosystémiques liés à des températures anormales de l'eau augmenteront probablement dans le futur à cause des changements climatiques (Boyd *et al.*, 2014).

Les changements des conditions climatiques dans les lieux de reproduction et d'hivernage peuvent avoir des conséquences sur les paramètres démographiques des oiseaux marins migrateurs. L'aire de répartition hivernale de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique est positivement liée à une température élevée à la surface de la mer et à de fortes concentrations de chlorophylle *a*, tant dans les régions de remontée d'eau productive que dans les régions côtières fortement eutrophes de l'Atlantique équatorial et méridional (voir **Besoins en matière d'habitat marin**). Des modèles à long terme prévoient que la production primaire nette dans ces régions diminuera (Boyd *et al.*, 2014), ce qui entraînera une réduction de la qualité de l'habitat hivernal et aura probablement des conséquences négatives sur la survie de l'Océanite cul-blanc. Puisque le faible taux de survie des adultes est un facteur démographique clé contribuant aux déclinés de la population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique, il faut examiner l'effet possible de la variation de la production primaire nette et d'autres changements des conditions océanographiques attribuables au climat dans les lieux d'hivernage des océanites.

Mauck *et al.* (2018) ont noté que le succès de reproduction de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique se traduit par une réponse quadratique à la hausse des températures mondiales moyennes, le taux d'éclosion augmentant d'abord pour atteindre un point critique et diminuant ensuite à mesure que la température continue d'augmenter. On pense que la hausse des températures réduirait initialement les coûts de thermorégulation des adultes couveurs, mais qu'elle pourrait indirectement réduire le succès de reproduction lorsque les températures plus élevées à la surface de la mer réduisent la disponibilité d'espèces proies dans l'aire d'alimentation (Mauck *et al.*, 2018). Ce point critique a continuellement été dépassé dans le golfe du Maine depuis 1988, faisant varier le succès de reproduction sur les îles Kent, Machias Seal et Outer (Mauck *et al.*, 2018; Major, données inédites; Pollet, obs. pers.). Récemment, le succès de reproduction est systématiquement élevé dans les grandes colonies près du centre de l'aire de reproduction de l'Est du Canada (p. ex. îles Gull et Baccalieu), ce qui laisse croire que les réserves de nourriture actuelles durant l'été sont favorables (Hedd, données inédites). Cette situation pourrait changer dans le futur si les températures mondiales augmentent sous l'effet des changements climatiques et entraînent des conséquences négatives sur la disponibilité de nourriture.

Catégorie 9.2 : Effluents industriels et militaires (impact faible)

L'Océanite cul-blanc de l'Atlantique est vulnérable au contact avec les films d'hydrocarbures à la surface de l'océan causés par les déversements chroniques de navires, les rejets opérationnels admissibles d'activités pétrolières et gazières extracôtières

et les déversements accidentels de grandes quantités d'hydrocarbures des plateformes de production (Fraser *et al.*, 2006; Wilhelm *et al.*, 2007; Ellis *et al.*, 2013; Robertson *et al.*, 2014; Morandin et O'Hara, 2016). La pollution lumineuse provenant d'installations de production de pétrole et de gaz extracôtières constitue aussi une menace grandissante pour l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique, dans les sites tant d'estivage que d'hivernage (voir **Catégorie 3.1 : Forage pétrolier et gazier**).

L'Océanite cul-blanc est vulnérable aux hydrocarbures parce qu'il passe des périodes prolongées en mer, se nourrit dans de vastes zones et entre fréquemment en contact avec la surface de l'océan. L'exposition aux hydrocarbures, y compris les films d'hydrocarbures, altère la structure des plumes et détruit l'isolation thermique et la flottabilité offerte par l'air emprisonné par les plumes; les oiseaux mazoutés souffrent d'hypothermie et peuvent se noyer (Jenssen *et al.*, 1985; O'Hara et Morandin, 2010). L'ingestion d'hydrocarbures, par le biais du toilettage ou la consommation de nourriture ou d'eau contaminée, entraîne la défaillance d'organes et des changements hématologiques (Alonso-Alvarez *et al.*, 2007; Horak *et al.*, 2017). Les effets internes ne sont pas toujours létaux, mais ils peuvent avoir des conséquences sur la capacité de reproduction d'un individu, par exemple en entraînant des comportements anormaux, une diminution de la fertilité ou la mort prématurée de la progéniture. Des études expérimentales sur l'Océanite cul-blanc ont indiqué une diminution du succès de reproduction à la suite d'une exposition interne ou externe à des hydrocarbures (Trivelpiece *et al.*, 1984; Butler *et al.*, 1988).

Catégorie 9.4 : Déchets solides et ordures (impact faible)

Les débris marins, notamment les déchets plastiques, représentent une menace croissante pour les oiseaux marins, dont l'Océanite cul-blanc (O'Hanlon *et al.*, 2017). Les océanites ingèrent de petits morceaux de plastique qui restent pris dans leur gésier, puis les transfèrent à leur progéniture quand ils la nourrissent (Rothstein, 1973; Bond et Lavers, 2013; Provencher *et al.*, 2014). Cependant, une étude récente donne à penser que la forte présence de plastiques chez les oisillons ne compromettrait pas leur succès d'envol (Krug, 2020; Krug *et al.*, 2020). Outre les conséquences négatives directes de n'avoir aucune valeur nutritive et d'endommager l'appareil digestif, les plastiques ingérés peuvent nuire indirectement à la santé des individus par le biais d'une exposition accrue à des métaux et à d'autres contaminants toxiques, ce qui peut se répercuter sur la survie et le succès de reproduction des adultes (examiné dans Lavers et Bond, 2016; O'Hanlon *et al.*, 2017).

Catégorie 11.4 : Tempêtes et inondations (impact faible)

Des phénomènes météorologiques violents, comme les tempêtes de plus grande intensité ou durée que la normale, peuvent inonder les terriers de nidification ayant une faible capacité de drainage et causer la mort des œufs ou des oisillons présents (Pollet *et al.*, 2019 a). De fortes tempêtes accompagnées de vents de mer peuvent emporter les Océanites cul-blanc vers la terre, et les échouages varient de quelques individus à des milliers d'individus (Cramp et Simmons, 1977; Hémerly et Jouanin, 1988; Ruckdeschel *et al.*, 1994; Megson *et al.*, 2014). Lorsque de tels épisodes surviennent en septembre et en octobre, ils touchent principalement les jeunes ayant pris leur envol, mais les adultes en mue peuvent également être vulnérables aux échouages de masse lorsque des vents de mer violents sévissent durant la migration automnale (Hémerly et Jouanin, 1988). La fréquence accrue des phénomènes météorologiques violents à l'automne pourrait exacerber les effets des échouages de masse sur la survie et le recrutement des juvéniles.

Catégorie 8.1 : Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes (impact faible)

Les animaux domestiques et les mammifères non indigènes introduits, comme les rats (*Rattus* spp.) et la moufette rayée (*Mephitis mephitis*), peuvent avoir des effets dévastateurs sur les colonies d'Océanites cul-blanc. Par exemple, l'île Seal, au sud de la Nouvelle-Écosse, abritait une grande colonie d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique au début des années 1900, qui a disparu en 1959 à cause de la prédation par des chiens, des chats, des rats, des cochons et des moufettes (Pollet *et al.*, 2019 a). Le vison d'Amérique a été introduit sur l'île de Terre-Neuve, à la suite d'évasions ou de mises en liberté d'élevages commerciaux (Government of Newfoundland and Labrador, 2019). Bien que des visons soient rarement observés à Terre-Neuve, leur présence peut avoir des effets dévastateurs sur les colonies d'océanites; en effet, les visons peuvent tuer un nombre important d'adultes reproducteurs en une courte période (Wilhelm, comm. pers.; Fitzsimmons, comm. pers., 2019).

Catégorie 7.3 : Autres modifications de l'écosystème (impact négligeable)

La dégradation de l'habitat de reproduction attribuable au broutage par le lièvre d'Amérique et le cerf de Virginie, deux espèces introduites, a modifié l'habitat des îles abritant deux des plus grandes colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique dans les provinces maritimes : les îles Kent et Outer (voir **Habitat terrestre**). Le broutage de jeunes arbres empêche la régénération des forêts dans l'habitat utilisé par l'Océanite cul-blanc; le paysage ainsi ouvert devient propice à la reproduction des Goélands argentés (Wheelwright, 2016). Des lièvres et des cerfs sont encore présents sur l'île Outer (Shutler, comm. pers., 2019), mais le lièvre d'Amérique a été éradiqué avec succès sur l'île Kent en 2007 (Wheelwright, 2016). Les pêches à grande échelle peuvent toucher les structures communautaires marines et la disponibilité de nourriture pour les oiseaux marins (voir par exemple Cury *et al.*, 2011). La plupart des changements seraient toutefois confinés aux eaux du plateau continental plutôt que dans les zones plus profondes où les océanites cherchent généralement de la nourriture durant la période de reproduction (Hedd *et al.*, 2018).

Catégorie 6.1 : Activités récréatives (impact négligeable)

Les activités récréatives, comme le camping temporaire et la randonnée, qui sont pratiquées sur les îles non protégées accueillant une colonie de reproduction, pourraient avoir des effets négatifs sur l'Océanite cul-blanc, car les humains peuvent piétiner les terriers de reproduction et perturber les oiseaux.

Catégorie 6.3 : Travail et autres activités (impact négligeable)

Bien qu'ils soient conçus de manière à réduire le plus possible les effets sur la reproduction des Océanites cul-blanc reproducteurs, les activités de relevé et de recherche dans les colonies de l'Est du Canada peuvent perturber certains oiseaux nicheurs et leurs terriers. Les effets à l'échelle de la population seraient cependant négligeables.

Catégorie 3.3 : Énergie renouvelable (impact négligeable)

La construction prévue de parcs éoliens en mer dans le golfe du Maine aura des effets d'une portée et d'une gravité encore inconnues sur les Océanites cul-blanc de l'Atlantique se reproduisant dans les colonies de la baie de Fundy et du golfe du Maine (Stenhouse, comm. pers, 2020).

Catégorie 9.5 : Polluants atmosphériques (impact inconnu)

Le mercure est le plus toxique lorsqu'il est transformé en méthylmercure dans les écosystèmes marins et d'eau douce. L'exposition au méthylmercure peut avoir des effets neurologiques, immunologiques, comportementaux, endocriniens et reproducteurs négatifs sur les organismes marins des niveaux trophiques supérieurs tels que les oiseaux marins (Wolfe *et al.*, 1998; Scheuhammer *et al.*, 2015). Des concentrations élevées de mercure sont constamment observées chez les Océanites cul-blanc de l'Atlantique reproducteurs (Bond et Diamond, 2009; Pollet *et al.*, 2017; Stenhouse *et al.*, 2018), et les individus de Terre-Neuve semblent être exposés à des concentrations plus élevées que ceux se reproduisant en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick (Burgess, données inédites). Aucune relation n'a été trouvée entre les concentrations de mercure, le succès de reproduction et la survie des adultes reproducteurs sur l'île Outer, en Nouvelle-Écosse (Pollet *et al.*, 2017), mais des études sont en cours pour évaluer les conséquences possibles du mercure sur la reproduction et la survie des colonies de Terre-Neuve, où l'on note des concentrations de mercure beaucoup plus élevées (Burgess, comm. pers, 2019).

Facteurs limitatifs

L'Océanite cul-blanc est une espèce à stratégie *k*, caractérisée par un taux de survie élevée des adultes, une maturation tardive (première reproduction à l'âge de 6 ou 7 ans, en moyenne) et un faible succès de reproduction (un oisillon maximum par année; Pollet *et al.*, 2019a; voir **Cycle vital et reproduction**). Les taux de survie annuels de telles espèces ont tendance à être élevés, et, chez les procellariiformes, ils sont généralement de plus de 0,90 (Schreiber et Burger, 2001). En Colombie-Britannique, le taux de survie annuel de l'Océanite cul-blanc du Pacifique a été estimé à $0,975 \pm 0,01$ (Rennie *et al.*, 2020). Cette situation présente un contraste marqué par rapport à l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique, dont le taux de survie annuel des adultes dans les colonies ayant fait l'objet d'un suivi dans l'aire de répartition de l'Est du Canada depuis 2000 demeure faible ($\sim 0,78-0,86$; Fife *et al.*, 2015; Pollet *et al.*, 2019a; Fraser et Russell, données inédites; Hedd, données inédites). Le faible taux de survie des adultes est probablement un facteur clé contribuant aux déclin démographiques actuels de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique (voir **Cycle vital et reproduction**).

Les océanites semblent afficher une forte fidélité à leur site de reproduction après s'être reproduits une première fois (voir **Cycle vital et reproduction**), ce qui peut limiter la croissance démographique de certaines colonies, les adultes ne se déplaçant pas vers d'autres colonies même si les conditions locales sont mauvaises pour la survie des adultes (p. ex. taux de prédation élevé) ou le succès de reproduction (p. ex. faible disponibilité de nourriture de façon chronique).

Les taux de dispersion natale élevés de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique sont bénéfiques pour accroître le flux génique dans l'océan Atlantique (voir **Déplacements et dispersion**). Toutefois, cela pourrait également être un facteur limitatif si l'émigration de jeunes oiseaux des colonies de l'Est du Canada, qui comptent certaines des plus grandes colonies de l'Atlantique Nord (voir **Taille et tendances des populations**), dépasse l'immigration en provenance de colonies d'autres pays.

Nombre de localités

Chaque localité de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique est une zone particulière du point de vue écologique et géographique dans laquelle un seul phénomène menaçant peut affecter rapidement tous les individus présents. La menace plausible la plus grave qui pourrait rapidement toucher l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique semble être celle posée par les espèces indigènes problématiques (**catégorie de menace 8.2**). Cette menace est liée au risque de prédation, dans les colonies, par des prédateurs indigènes, notamment les goélands, les hiboux, les renards, les campagnols et les visons, et à l'empiétement par d'autres espèces, comme le Macareux moine, dans les lieux de reproduction de l'espèce. Dans l'Est du Canada, l'Océanite cul-blanc niche sur des îles côtières, ce qui réduit le risque de prédation, surtout au sol. Cependant, la présence de prédateurs, même intermittente, est possible sur les îles qui accueillent une colonie. La menace posée par les espèces indigènes problématiques est probablement propre à chaque île, et dépend de la probabilité de présence de prédateurs, du nombre de prédateurs présents, de la taille de la

colonie et de facteurs influant sur le risque de prédation, comme le type d'habitat de nidification. Chaque île est ainsi considérée comme une zone particulière du point de vue géographique dans laquelle un seul phénomène menaçant peut affecter rapidement tous les Océanites cul-blanc présents.

Le nombre de localités actives est de 82 à 93, soit le nombre d'îles côtières abritant actuellement une colonie active d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada. Selon les données, le nombre de localités diminue au Québec et ailleurs dans l'Atlantique canadien (annexe 1). La plupart des îles où l'espèce n'est plus observée accueillait auparavant très peu d'individus matures (généralement 20 couples ou moins). De plus, comme les visites par les chercheurs sont courtes et rares dans ces colonies éloignées et qu'elles ont lieu durant le jour, des terriers d'océanites peuvent être omis, notamment sur les grandes îles (Rail, comm. pers., 2019). Toutefois, le déclin en cours du nombre de localités est considéré comme probable et reflète la perte de petites colonies au Québec et ailleurs.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

L'Océanite cul-blanc est protégé au Canada par la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* (LCOM; Government of Canada, 2017) et des lois parallèles aux États-Unis (USFWS, 2016) et au Mexique. La LCOM protège les Océanites cul-blanc, leurs nids et leurs œufs partout au Canada, et interdit le rejet de substances qui sont nuisibles aux oiseaux migrateurs dans les eaux ou les sites qu'ils fréquentent. L'Océanite cul-blanc est également protégée par les lois provinciales suivantes : *Loi sur le poisson et la faune* (Nouveau-Brunswick) et *Wildlife Act* (Nouvelle-Écosse et Terre-Neuve-et-Labrador). Au Québec, l'Océanite cul-blanc figure sur la Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (Gouvernement du Québec, 2019).

Statuts et classements non juridiques

À l'échelle mondiale, l'Océanite cul-blanc est considérée comme « vulnérable » selon la Liste rouge de l'UICN (IUCN, 2016) et comme « non en péril » (G5) par NatureServe (2019). À l'échelle nationale, l'espèce est actuellement classée N4B (population reproductrice apparemment non en péril; NatureServe, 2019) au Canada. À l'échelle infranationale, dans les provinces de l'Est du Canada, l'Océanite cul-blanc est classée S2B (population reproductrice en péril) au Labrador, au Nouveau-Brunswick et au Québec, S3B (population reproductrice vulnérable) en Nouvelle-Écosse et S4B (population reproductrice apparemment non en péril) sur l'île de Terre-Neuve (NatureServe, 2019). L'espèce est considérée comme « non en péril » (N5B) à l'échelle nationale dans l'aire de reproduction aux États-Unis (NatureServe, 2019). Elle est considérée comme « en péril/vulnérable » (S2S3) dans le Maine, État limitrophe de l'aire de répartition de l'espèce dans l'Est du Canada (NatureServe, 2019).

L'Océanite cul-blanc est une espèce dont la conservation est prioritaire dans une unité biogéographique marine (UBM) de Terre-Neuve (UBM 10; Environment Canada, 2013a), dans deux régions de conservation des oiseaux (RCO) du Québec (RCO 8 et 14; Environment Canada, 2013b,c), dans une UBM du Nouveau-Brunswick (UBM 11; Environment Canada, 2013d) et dans deux UBM de la Nouvelle-Écosse (UBM 11 et 12; Environment Canada, 2013e).

Protection et propriété de l'habitat

Sur les 93 colonies actives d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique, 29 sont situées dans des îles protégées à titre de refuges d'oiseaux migrateurs ou de parcs nationaux par le gouvernement fédéral, ou à titre d'aires de gestion de la faune ou de réserves écologiques d'oiseaux de mer par des provinces (annexe 1). De plus, trois colonies sont sur des îles privées où se trouvent des stations de recherche (l'île Outer, en Nouvelle-Écosse, appartient à l'Université Acadia et est protégée par une servitude de conservation conclue entre l'université et la Nova Scotia Nature Trust; les îles Kent et Hay, au Nouveau-Brunswick, appartiennent au Bowdoin College). Une colonie se trouve sur l'île Country, en Nouvelle-Écosse, qui appartient à la Garde côtière canadienne du ministère des Pêches et des Océans et est exploitée à titre de station de recherche par le SCF d'ECCC. Ensemble, ces îles protégées accueillent 93 % de la population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique au Canada (annexe 1).

Dans les provinces maritimes, toutes les grandes colonies (> 2 000 individus matures) connues d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique soit sont protégées juridiquement à titre d'aires de gestion de la faune par le *Wildlife Act* de la Nouvelle-Écosse, soit appartiennent à la Couronne ou à des organismes privés qui prônent la conservation des espèces en péril (annexe 1). À Terre-Neuve-et-Labrador, quatre des plus grandes colonies, dont celle de l'île Baccalieu (la plus grande du monde), sont protégées à titre de réserves écologiques d'oiseaux de mer par le *Wilderness and Ecological Reserves Act* de la province. Cependant, au moins 9 colonies comptant de 2 600 à 200 000 individus matures ne sont pas protégées (annexe 1). Bien que certaines îles soient probablement trop éloignées du littoral ou présentent des pentes trop abruptes pour attirer de nombreux visiteurs (p. ex. îles Coleman et Corbin), d'autres sont facilement accessibles; ainsi, des colonies pourraient connaître un certain niveau de perturbation par des personnes vivant à proximité venant y pratiquer des activités récréatives (p. ex. cueillette de petits fruits, exploration). Plus précisément, les îles Little Fogo, où l'on trouve au moins 3 colonies de plus de 3 000 individus matures (voir **Fluctuations et tendances**), est une ancienne communauté de pêcheurs dont les maisons restantes sont aujourd'hui utilisées comme chalets d'été. De plus, plusieurs grandes colonies sont situées sur des îles où se trouvent des balises d'aide à la navigation ou des phares, qui nécessitent un entretien régulier par la Garde côtière canadienne, ce qui pourrait perturber involontairement les océanites. Par exemple, le phare de l'île Green, près de la baie Fortune, à Terre-Neuve-et-Labrador, qui compte quelque 100 000 individus matures, est doté en personnel toute l'année et entraîne donc un plus grand risque de perturbation chronique par les humains et les animaux domestiques ou d'introduction d'espèces non indigènes par inadvertance.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Remerciements

Environnement et Changement climatique Canada et Oiseaux Canada ont appuyé la préparation du présent rapport, et le financement a été fourni par le biais d'une subvention de l'Initiative des écosystèmes du Canada atlantique (n° GCXE18P018). Le rapport avait initialement été présenté au COSEPAC en tant que rapport non sollicité par Environnement et Changement climatique Canada en octobre 2019. Andrew Horn, Elsie Krebs, Louise Blight, Syd Cannings, Jessica Humber et Isabelle Gauthier ont fourni des commentaires constructifs à propos de versions précédentes du rapport. Richard Elliot, coprésident du Sous-comité de spécialistes (SCS) des oiseaux du COSEPAC, a également formulé des commentaires utiles durant la préparation, la présentation et la révision de ce rapport non sollicité. Les experts mentionnés ci-dessous ont offert leurs précieux commentaires au sujet de versions antérieures et de l'information inédite, dont des données, des cartes et des observations personnelles.

Experts contactés

Sydney Allen. Chargé de projets scientifiques et SIG, Secrétariat du COSEPAC, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa (Ontario).

Alex Bond. Senior Curator of Birds, Natural History Museum de Tring, Hertfordshire (Royaume-Uni).

Neil Burgess. Biologiste chercheur, Direction des sciences de la faune et du paysage, Environnement et Changement climatique Canada, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

Antony Diamond. Professeur émérite, Département de biologie, Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton (Nouveau-Brunswick).

David Fifield. Spécialiste de la conservation des écosystèmes et des espèces sauvages marins, Direction des sciences de la faune et du paysage, Environnement et Changement climatique Canada, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

Michelle Fitzsimmons. Chercheure postdoctorale, Direction des sciences de la faune et du paysage, Environnement et Changement climatique Canada, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

Carina Gjerdrum. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Dartmouth (Nouvelle-Écosse).

Gail Fraser. Professeur, Faculty of Environmental and Urban Change, York University, Toronto (Ontario).

Heather Major. Professeure adjointe, Département de biologie, Université du Nouveau-Brunswick, Saint John (Nouveau-Brunswick).

Robert Mauck. Directeur, Bowdoin Scientific Station at Kent Island, Bowdoin College, Brunswick (Maine).

William Montevecchi. Professeur de recherche, Departments of Psychology and Biology, Memorial University of Newfoundland, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

Jean-François Rail. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Québec (Québec).

Jen Rock. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique, Sackville (Nouveau-Brunswick).

Robert Ronconi. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Dartmouth (Nouvelle-Écosse).

Janet Russell. Biologiste, The Alder Institute, Tors Cove (Terre-Neuve-et-Labrador).

Dave Shutler. Professeur, Department of Biology, Acadia University, Wolfville (Nouvelle-Écosse).

Iain Stenhouse. Directeur, Marine Bird Program, Biodiversity Research Institute, Portland (Maine).

Laura Tranquilla. Directrice des programmes de la Région de l'Atlantique, Oiseaux Canada, Sackville (Nouveau-Brunswick).

SOURCES D'INFORMATION

- Alonso-Alvarez, C., C. Pérez et A. Velando. 2007. Effects of acute exposure to heavy fuel oil from the Prestige spill on a seabird. *Aquatic Toxicology* 84:103-110.
- Ambagis, J. 2004. A comparison of census and monitoring techniques for Leach's Storm Petrel. *Waterbirds* 27:211-215.
- Artuso, C., C.S. Houston, D.G. Smith et C. Rohner. 2013. Great Horned Owl (*Bubo virginianus*), version 2.0. *In* The Birds of North America (A.F. Poole, Ed.). Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, New York. Site Web : <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/grhowl> [consulté en janvier 2019].
- Bennett, J.L., E.G. Jamieson, R.A. Ronconi et S.N.P. Wong. 2017. Variability in egg size and population declines of Herring Gulls in relation to fisheries and climate conditions. *Avian Conservation and Ecology* 12:16. Site Web : <https://doi.org/10.5751/ACE-01118-120216>.
- Bicknell, A.W.J, M.E. Knight, D. Bilton, J.B. Reid, T. Burke et S.C. Votier. 2012. Population genetic structure and long-distance dispersal among seabird populations: Implications for colony persistence. *Molecular Ecology* 21:2863-2876.

- Bicknell, A.W.J., M.E. Knight, D.T. Bilton, M. Campbell, J.B. Reid, J. Newton et S.C. Votier. 2013. Intercolony movement of pre-breeding seabirds over oceanic scales: implications of cryptic age-classes for conservation and metapopulation dynamics. *Diversity and Distributions* 20:160-168. doi: 10.1111/ddi.12137.
- Bird, J., M. Martin, H.R. Akçakaya, J. Gilroy, I.J. Burfield, S. Garnett, A. Symes, J. Taylor, C. Sekercioglu et S.H.M. Butchart. 2020. Generation lengths of the world's birds and their implications for extinction risk. *Conservation Biology*. Site Web : <https://doi.org/10.1111/cobi.13486> [consulté en février 2020].
- BirdLife International. 2018. *Hydrobates leucorhous*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: site Web : e.T132438298A132438484. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T132438298A132438484.en> [consulté en janvier 2019].
- BirdLife International (2019) Species factsheet: *Hydrobates leucorhous*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/leachs-storm-petrel-hydrobates-leucorhous/distribution> [consulté le 8 mai 2019].
- Bond, A.L. *Correspondance par courriel avec S.I. Wilhelm*. Mars 2018. Senior Curator of Birds, Natural History Museum de Tring, Hertfordshire (Royaume-Uni).
- Bond, A.L. et A.W. Diamond. 2009. Mercury concentrations in seabird tissues from Machias Seal Island, New Brunswick, Canada. *Science of the Total Environment* 407:4340-4347.
- Bond, A.L. et K.A. Hobson. 2015. Relaying propensity and characteristics of replacement clutches of Leach's Storm-Petrels (*Oceanodroma leucorhoa*). *Canadian Journal of Zoology* 93:181-185.
- Bond, A.L. et J. L. Lavers. 2013. Effectiveness of emetics to study plastic ingestion by Leach's Storm-Petrels (*Oceanodroma leucorhoa*). *Marine Pollution Bulletin* 70:171-175.
- Bond, A.L., S.I. Wilhelm, G.J. Robertson et S. Avery-Gomm. 2016. Differential declines among nesting habitats of breeding Herring Gulls (*Larus argentatus*) and Great Black-backed Gulls (*Larus marinus*) In Witless By, Newfoundland and Labrador, Canada. *Waterbirds* 39 (Special Publication 1):143-151.
- Boyd, P.W., S. Sundby et H.-O. Pörtner. 2014. Cross-chapter box on net primary production in the ocean. pp. 133-136. In: Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea et L.L. White [eds.]. *Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Brown, R.G.B. 1988. The influence of oceanographic anomalies on the distributions of storm-petrels (*Hydrobatidae*) in Nova Scotian waters. *Colonial Waterbirds* 11:1-8.

- Brown, R.G.B. et A.R. Lock 1979. Offshore Labrador Biological Studies (OLABS): Reports on 1978 surveys of seabirds in Labrador. Canadian Wildlife Service, Atlantic Region, rapport inédit. 87 pp.
- Brown, R.G.B., D.N. Nettleship, P. Germain, C.E. Tull et T. Davis. 1975. Atlas of eastern Canadian seabirds. Canadian Wildlife Service, Ottawa. 220 pp. [Également disponible en français : Brown, R.G.B., D.N. Nettleship, P. Germain, C.E. Tull et T. Davis. 1975. Atlas des oiseaux de mer de l'est du Canada. Service canadien de la faune, Ottawa. 220 p.]
- Buren, A.D., M. Koen-Alonso, P. Pepin, F. Mowbray, B. Nakashima, G. Stenson, N. Ollerhead et W.A. Montevecchi. 2014. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. PLoS ONE 9(2): e87589. [doi:10.1371/journal.pone.0087589](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087589).
- Buren, A.D., H.M. Murphy, A.T. Adamack, G.K. Davoren, M. Koen-Alonso, W.A. Montevecchi, F.K. Mowbray, P. Pepin, P. Regular, D. Robert, G. Stenson et D. Varkey. 2018. The collapse and continued low productivity of a keystone forage fish species. Marine Ecology Progress Series 616:155-170.
- Burgess, Neil. 2019. *Correspondance par courriel avec S.I. Wilhelm*. Juin 2019, biologiste chercheur, Direction des sciences de la faune et du paysage, Environnement et Changement climatique Canada, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).
- Burke, C.M., W.A. Montevecchi et F.K. Wiese. 2012. Inadequate environmental monitoring around offshore oil and gas platforms on the Grand Bank of Eastern Canada: Are marine birds at risk? Journal of Environmental Management 104: 121-127. DOI: [dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.012](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.012).
- Butler, R.G., A. Harfenist, F.A., Leighton et D.B. Peakall. 1988. Impact of sublethal oil and emulsion exposure on the reproductive success of Leach's storm-petrels: short and long-term effects. Journal of Applied Ecology 25:125-143.
- Buxton, R.T. et I.L. Jones. 2012. Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: Applications for island restoration. Journal of Field Ornithology 83:47-60.
- Cairns, D.K., W.A. Montevecchi et W. Threlfall. 1989. Researcher's guide to Newfoundland seabird colonies. Memorial University of Newfoundland Occasional Papers in Biology 14. 34 pp.
- Cairns, D.K. et E. Verspoor. 1980. Surveys of Newfoundland seabird colonies in 1979. Canadian Wildlife Service, rapport inédit.
- Cannell, P. F. et G. D. Maddox. 1983. Population changes in three species of seabirds at Kent Island, New Brunswick. Journal of Field Ornithology 54:29-35.
- Carboneras, C., D.A. Christie, F. Jutglar, G.M. Kirwan et C.J. Sharpe. 2019. Leach's Storm-petrel (*Hydrobates leucorhous*). In: del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie et E. de Juana (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Site Web : <https://www.hbw.com/node/52595> [consulté en avril 2019].

- Chilelli, M.E. 1999. Leach's Storm-Petrel Assessment. Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, Augusta, Maine. 35 pp.
- Cinzano, P., F. Falchi et C.D. Elvidge. 2001. The first world atlas of the artificial night sky brightness. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society* 328:689-707.
- C-NLOPB. 2019. Canada-Newfoundland and Labrador Offshore Petroleum Board. St. John's, Newfoundland, Canada. Site Web : <http://www.cnlopb.ca> [consulté en juin 2019].
- CNSOPB. 2019. Canada-Nova Scotia Offshore Petroleum Board. Halifax, Nova Scotia, Canada. Site Web : <http://www.cnsopb.ns.ca> [consulté en juin 2019].
- Cramp, S. et K.E.L. Simmons. 1977. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 1. Oxford University press, Oxford, United Kingdom.
- Cury, P.M., I.L. Boyd, S. Bonhommeau, T. Anker-Nilssen, R.J.M. Crawford, R.W. Furness, J.A. Mills, E.J. Murphy, H. Österblom, M. Paleczny, J.F. Piatt, J.-P. Roux, L. Shannon et W.J. Sydeman. 2011. Global seabird response to forage fish depletion – One-third for the birds. *Science* 334:1703-1706.
- Diamond, A.W. 2019. *Conversation téléphonique avec S.I. Wilhelm*. Février 2018, professeur émérite, Département de biologie, Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton (Nouveau-Brunswick).
- Desbrosse, A. et R. Etcheberry. 1989. Statut des oiseaux marins nicheurs de Saint-Pierre-et-Miquelon. *Alauda* 57:295-307.
- d'Entremont, A.A. 2020. *Correspondance par courriel avec S.I. Wilhelm*. Juillet 2020, éditeur de *Nova Scotia Birds*, Nova Scotia Bird Society, Yarmouth (Nouvelle-Écosse).
- d'Entremont, K.J.N., L. Minich Zitske, A.J. Gladwell, N. Elliot, R.A. Mauck et R.A. Ronconi. 2020. Breeding population decline and associations with nest site use of Leach's Storm-Petrels on Kent Island, New Brunswick from 2001-2018. *Avian Conservation and Ecology* 15:11. <https://doi.org/10.5751/ACE-01526-150111>.
- Duda, M.P., S. Allen-Mahé, C. Barbraud, J.M. Blais, A. Boudreau, R. Bryant, K. Derlord, C. Grooms, L.E. Kimpe, B. Letourneil, J.E. Lim, H. Lormée, N. Michelutti, G.J. Robertson, F. Uritzberéa, S.I. Wilhelm et M.P. Smol. 2020a. Linking 19th century European settlement to the disruption of a seabird's natural population dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. DOI: www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.2016811117.
- Duda, M.P., G.J. Robertson, J.E. Lim, J.A. Kissinger, D.C. Eickmeyer, C. Grooms, L.E. Kimpe, W.A. Montevecchi, M. Michelutti, J.M. Blais et J.P. Smol. 2020b. Striking centennial-scale changes in the population size of a threatened seabird. *Proceedings of the Royal Society B* 287: 20192234.

- Elliot, R.D. 2015. Leach's Storm-Petrel. pp. 150-151 *in* R.L.M. Stewart, K.A. Bredin, A.R. Couturier, A.G. Horn, D. Lepage, S. Makepeace, P.D. Taylor, M-A. Villard et R.M. Whittam (eds.). Second Atlas of Breeding Birds of the Maritime Provinces. Bird Studies Canada, Environment Canada, Natural History Society of Prince Edward Island, Nature New Brunswick, New Brunswick Department of Natural Resources, Nova Scotia Bird Society, Nova Scotia Department of Natural Resources, and Prince Edward Island Department of Agriculture and Forestry. Sackville, New Brunswick, 528 + 28 p. [Également disponible en français : Elliot, R.D. 2015. Océanite cul-blanc. p. 150-151 *dans* R.L.M. Stewart, K.A. Bredin, A.R. Couturier, A.G. Horn, D. Lepage, S. Makepeace, P.D. Taylor, M-A. Villard et R.M. Whittam (eds.). Deuxième atlas des oiseaux nicheurs des Maritimes. Études d'Oiseaux Canada, Environnement Canada, Natural History Society of Prince Edward Island, Nature NB, ministère des Ressources naturelles du Nouveau Brunswick, Nova Scotia Bird Society, Nova Scotia Department of Natural Resources et Prince Edward Island Department of Agriculture and Forestry. Sackville (Nouveau-Brunswick), 528 + 28 p.]
- Ellis, J., S.I. Wilhelm, A. Hedd, G.S. Fraser, G.J. Robertson, J.-F. Rail, M. Fowler, M. et K.H. Morgan. 2013. Mortality of migratory birds from marine commercial fisheries and offshore oil and gas production in Canada. *Avian Conservation and Ecology* 8:4. <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00589-080204>.
- Environment and Climate Change Canada. 2016. Atlas of Seabirds at Sea in eastern Canada 2006-2016. <https://open.canada.ca/data/en/dataset/f612e2b4-5c67-46dc-9a84-1154c649ab4e> [consulté en mars 2020]. [Également disponible en français : Environnement et Changement climatique Canada. 2016. Atlas des oiseaux en mer dans l'est du Canada 2006-2016. Site Web : <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/f612e2b4-5c67-46dc-9a84-1154c649ab4e>.]
- Environment Canada. 2013a. Bird conservation strategy for Bird Conservation Region 8 and Marine Biogeographic Units 10 and 12 in Newfoundland and Labrador: Boreal Softwood Shield, Scotian Shelf and Newfoundland-Labrador Shelves and Gulf of St. Lawrence – Abridged Version. Environment Canada, October 2013. 45 pp. Site Web : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/migratory-bird-conservation/regions-strategies/description-region-8.html> [consulté en juin 2019]. [Également disponible en français : Environnement Canada. 2013a. Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux 8 et les unités biogéographiques marines 10 et 12 de Terre-Neuve-et-Labrador : forêt coniférienne boréale, les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et le golfe du Saint-Laurent – Version abrégée. Environnement Canada, octobre 2013. 49 p. Site Web : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/conservation-oiseaux-migrateurs/regions-strategies/description-region-8.html>.]

- Environment Canada. 2013b. Bird conservation strategy for Bird Conservation Region 8 in Québec Region - Boreal Softwood Shield – Abridged Version. Environment Canada, October 2013. 35 pp. Site Web : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/migratory-bird-conservation/regions-strategies/description-region-8.html> [consulté en juin 2019]. [Également disponible en français : Environnement Canada. 2013b. Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux 8 de la région du Québec : forêt coniférienne boréale – Version abrégée. Environnement Canada, octobre 2013. 34 p. Site Web : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/conservation-oiseaux-migrateurs/regions-strategies/description-region-8.html>.]
- Environment Canada. 2013c. Bird conservation strategy for Bird Conservation Region 14 –Atlantic Northern Forest – Abridged Version. Environment Canada, October 2013. 36 pp. Site Web : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/migratory-bird-conservation/regions-strategies/description-region-14.html> [consulté en juin 2019].
- Environment Canada. 2013d. Bird conservation strategy for Bird Conservation Region 14 and Marine Biogeographic Units 11 and 12 in New Brunswick: Atlantic Northern Forest, Bay of Fundy and Gulf of St. Lawrence– Abridged Version. Environment Canada, October 2013. 44 pp. Site Web : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/migratory-bird-conservation/regions-strategies/description-region-14.html> [consulté en juin 2019]. [Également disponible en français : Environnement Canada. 2013d. Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux 14 et les unités biogéographiques marines 11 et 12 du Nouveau-Brunswick : forêt septentrionale de l’Atlantique, la baie de Fundy et le golfe du Saint-Laurent – Version abrégée. Environnement Canada, octobre 2013. 42 p. Site Web : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/conservation-oiseaux-migrateurs/regions-strategies/description-region-14.html>.]
- Environment Canada. 2013e. Bird conservation strategy for Bird Conservation Region 14 and Marine Biogeographic Units 11 and 12 in Nova Scotia: Atlantic Northern Forest, Bay of Fundy and Gulf of St. Lawrence– Abridged Version. Environment Canada, October 2013. 42 pp. Site Web : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/migratory-bird-conservation/regions-strategies/description-region-14.html> [consulté en juin 2019]. [Également disponible en français : Environnement Canada. 2013e. Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux 14 et les unités biogéographiques marines 11 et 12 de la Nouvelle-Écosse : forêt septentrionale de l’Atlantique, le Plateau néo-écossais et la baie de Fundy, et le golfe du Saint-Laurent – Version abrégée. Environnement Canada, octobre 2013. 41 p. Site Web : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/conservation-oiseaux-migrateurs/regions-strategies/description-region-14.html>.]
- Erskine, A.J. 1992. Atlas of Breeding Birds of the Maritime Provinces. Nova Scotia Museum, Halifax, Nova Scotia. 270 pp.

- Fairhurst, G.D., A.L. Bond, K.A. Hobson et R.A. Ronconi. 2015. Feather-based measures of stable isotopes and corticosterone reveal a relationship between trophic position and physiology in a pelagic seabird over a 153-year period. *Ibis* 157:273-283.
- Falchi, F., P. Cinzano, D. Duriscoe, C.C.M. Kyba, C.D. Elvidge, K. Baugh, B.A. Portnov, N.A. Rybnikova et R. Furgoni. 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances* 2 (6), e1600377. DOI: 10.1126/sciadv.1600377.
- Fife, D.T., I.L. Pollet, G.J. Robertson, M.L. Mallory et D. Shutler. 2015. Apparent survival of adult Leach's Storm-Petrels (*Oceanodroma leucorhoa*) breeding on Bon Portage Island, Nova Scotia. *Avian Conservation and Ecology* 10(2):1.
- Fifield, D. *Conversation en personne avec S.I. Wilhelm*. Janvier 2019, spécialiste de la conservation des espèces sauvages et des écosystèmes marins, Direction des sciences de la faune et du paysage, Environnement et Changement climatique Canada, St. John's (Terre-Neuve).
- Fitzsimmons, M.G. *Conversation en personne avec S.I. Wilhelm*. Mai 2019, boursier de recherches postdoctorales, Direction des sciences de la faune et du paysage, Environnement et Changement climatique Canada, St. John's (Terre-Neuve).
- Fitzsimmons, M.G., M.E. Rector, D.W. McKay et A.E. Storey. 2017. High growth and low corticosterone in food-supplemented Atlantic puffin *Fratercula arctica* chicks under poor foraging conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 565:217-226.
- Frank, K.T., B. Petrie, J.S. Choi et W.C. Leggett. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308:1621-1623.
- Fraser, G.S., J. Russel et W.M. von Zharen. 2006. Produced water from offshore oil and gas installations on the Grand Banks, Newfoundland and Labrador: Are the potential effects to seabirds sufficiently known? *Marine Ornithology* 34:147-156.
- Fricke, E.C., K.M. Blizzard, D.P. Gannon et R.A. Mauck. 2015. Model of burrow selection predicts pattern of burrow switching by Leach's Storm-Petrels. *Journal of Field Ornithology* 86:326-336.
- Frith, R., D. Krug, R.A. Ronconi, S.N.P. Wong, M.L. Mallory et L.A. McFarlane Tranquilla. 2020. Diet of Leach's Storm-Petrels (*Hydrobates leucorhous*) among three colonies in Atlantic Canada. *Northeastern Naturalist* 27:612-630.
- Gelman, A., J.B. Carlin, H.S. Stern, D.B. Dunson, A. Vehtari et D.B. Rubin. 2013. *Bayesian data analysis*, 3rd edition. Chapman and Hall/CRC. New York, New York. 675 pp.
- Gjerdrum, C. *Correspondance par courriel avec S.I. Wilhelm*. Mars 2020. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Dartmouth (Nouvelle-Écosse).
- Gjerdrum, C., N.M. Burgess, A. Hedd, L. McFarlane Tranquilla, I.L. Pollet, R.A. Ronconi et S.I. Wilhelm. 2018. What risks do offshore lights and flares pose to Leach's Storm-Petrels in Atlantic Canada. *Pacific Seabird Group 45th Conference*, La Paz, Mexico.

- Gladwell, A.J. 2019. Acoustic monitoring of Leach's Storm-petrels (*Oceanodroma leucorhoa*) as an index of nesting density. Mémoire de spécialisation de baccalauréat ès sciences, Department of Biology, Dalhousie University, Halifax (Nouvelle-Écosse).
- Gouvernement du Québec. 2019. Liste des espèces désignées comme menacées ou vulnérables au Québec. Site Web : <http://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/liste.asp> [consulté en mars 2020].
- Government of Canada. 2017. Birds protected under the Migratory Birds Convention Act. Site Web : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/migratory-birds-legal-protection/convention-act.html> [consulté en janvier 2020]. [Également disponible en français : Gouvernement du Canada. 2017. Oiseaux protégés en vertu de la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*. Site Web : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/protection-legale-oiseaux-migrateurs/loi-convention.html>.]
- Government of Newfoundland and Labrador. 2019. Fisheries and Land Resources, St. John's, Newfoundland, Canada. Site Web : https://www.flr.gov.nl.ca/wildlife/snp/programs/education/animal_facts/mammals/index.html#lm2 [consulté en juin 2019].
- Grimmer, B.L. 1980. Habitat selection of Leach's Storm Petrel (*Oceanodroma leucorhoa*) in three Newfoundland colonies. Mémoire de maîtrise ès sciences, Memorial University of Newfoundland, St. John's (Terre-Neuve).
- Halpin, L.R., I.L. Pollet, C. Lee, K.H. Morgan et H.R. Carter. 2018. Year-round movements of sympatric Fork-tailed (*Oceanodroma furcata*) and Leach's (*O. leucorhoa*) Storm-petrels. *Journal of Field Ornithology* 89:207-220.
- Hansen, Erpur. *Conversation téléphonique avec A. Hedd*. Octobre 2019, directeur, Centre de recherche sur la nature du sud de l'Islande, Vestmannaeyjar (Islande).
- Head, E.J. et P. Pepin. 2010. Spatial and inter-decadal variability in plankton abundance and composition in the Northwest Atlantic (1958-2006). *Journal of Plankton Research* 32:1633-1648.
- Hedd, A. et W.A. Montevecchi. 2006. Diet and trophic position of Leach's storm-petrel *Oceanodroma leucorhoa* during breeding and moult, inferred from stable isotope analysis of feathers. *Marine Ecology Progress Series* 322:291-301.
- Hedd, A., W.A. Montevecchi, G.K. Davoren et D.A. Fifield. 2009. Diets and distributions of Leach's storm-petrel (*Oceanodroma leucorhoa*) before and after an ecosystem shift in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Zoology* 87:787-801.

- Hedd, A., I.L. Pollet, R.A. Mauck, N.M. Burgess, C.M. Burke, M.L. Mallory, L.A. McFarlane-Tranquilla, W.A. Montevecchi, G.J. Robertson, R.A. Ronconi, D. Shutler, et S.I. Wilhelm. 2018. Foraging areas, offshore habitat use, and colony overlap by incubating Leach's storm-petrels *Oceanodroma leucorhoa* in the Northwest Atlantic. PLoS ONE 13(5): e0194389. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194389>.
- Hémery, G. et C. Jouanin. 1988. Statut et origine géographique des populations de pétrels cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa leucorhoa*) présentes dans le Golfe de Gascogne. Alauda 56:238-245.
- Hipfner, M. 2015. Leach's Storm-Petrel. in Davidson, P.J.A., R.J. Cannings, A.R. Couturier, D. Lepage, et C.M. Di Corrado (eds.). The Atlas of the Breeding Birds of British Columbia, 2008-2012. Bird Studies Canada. Delta, British Columbia. Site Web : <http://www.birdatlas.bc.ca/accounts/speciesaccount.jsp?sp=LSPE&lang=en> [consulté en juillet 2020]. [Également disponible en français : Hipfner, M. 2015. Océanite cul-blanc. In Davidson, P.J.A., R.J. Cannings, A.R. Couturier, D. Lepage et C.M. Di Corrado (dir. de publ.). Atlas des oiseaux nicheurs de la Colombie-Britannique, 2008-2012. Études d'Oiseaux Canada. Delta (Colombie-Britannique). Site Web : <https://www.birdatlas.bc.ca/accounts/speciesaccount.jsp?lang=fr&sp=LSPE>.]
- Holt, D.W. 1987. Short-eared owl, *Asio flammeus*, predation on Leach's Storm-petrels, *Oceanodroma leucorhoa*, in Massachusetts. Canadian Field Naturalist 101:448-450.
- Horak, K.E., S.J. Bursian, C.K. Ellis, K.M. Dean, J.E. Link, K.C. Hanson-Dorr, F.L. Cunningham, K.E. Harr, C.A. Pritsos, K.L. Pritsos, K.A. Healy, D. Cacela et S.A. Shriner. 2017. Toxic effects of orally ingested oil from the Deepwater Horizon spill on laughing gulls. Ecotoxicology and Environmental Safety 146:83-90.
- International Energy Agency. 2016. World Energy Outlook 2016. Paris, France. Site Web : <https://webstore.ica.org/world-energy-outlook-2016> [consulté en juin 2019].
- Jambeck, J.R., R. Geyer, C. Wilcox, T.R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan et K. Lavender Law. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. Science 347:768-771.
- Jenkins, E., J. Gulka, L. Maynard et G. Davoren. 2018. Seabird population update and trends from six colonies in northeastern Newfoundland. Rapport inédit.
- Jenssen, B.M., M. Ekker et C. Bech. 1985. Thermoregulation in a naturally oil-contaminated thick-billed murre *Uria aalge*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 35:9-14.
- Krug, D.M. 2020. Impacts and prevalence of marine pollution in successfully fledged Leach's Storm-petrels (*Hydrobates leucorhous*) from Baccalieu Island, Newfoundland, Canada. Mémoire d'études spécialisées, Department of Biology, Dalhousie University, Halifax (Nouvelle-Écosse).

- Krug, D.M., R. Frith, S.N.P. Wong, R.A. Ronconi, S.I. Wilhelm, N.J. O'Driscoll et M.L. Mallory. Marine pollution in fledged Leach's storm-petrels (*Hydrobates leucorhous*) from Baccalieu Island, Newfoundland and Labrador, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, sous presse.
- Lavers, J.L. et A.L. Bond. 2016. Ingested plastic as a route for trace metals in Laysan Albatross (*Phoebastria immutabilis*) and Bonin Petrel (*Pterodroma hypoleuca*) from Midway Atoll. *Marine Pollution Bulletin* 110:493-500.
- Le Corre, M., A. Ollivier, S. Ribes et P. Jouventin. 2002. Light-induced mortality of petrels: 14-year study from Réunion Island (Indian Ocean). *Biological Conservation*, 105:93-102.
- Lormée, H., K. Delord, B. Letourmel et C. Barbraud. 2012. Population survey of Leach's Storm-Petrels breeding at Grand Colombier Island, Saint-Pierre and Miquelon Archipelago. *Wilson Journal of Ornithology* 124:245-252.
- Mackinnon, C. M. 1988. Population size, habitat preferences and breeding biology of the Leach's Storm-Petrel *Oceanodroma leucorhoa* (Vieillot) on Bon Portage Island, Nova Scotia. Mémoire de maîtrise ès sciences, Acadia University, Wolfville (Nouvelle-Écosse).
- Major, H. *Conversation téléphonique avec S. Wilhelm*. Mars 2019, professeur adjoint, Département de biology, Université du Nouveau-Brunswick, Saint John (Nouvelle-Brunswick).
- Master, L.L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G.A. Hammerson, B. Heidel, L. Ramsay, K. Snow, A. Teucher et A. Tomaino. 2012. NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Evaluating Species and Ecosystem Risk. NatureServe, Arlington, Virginia. 64 pp.
- Mauck, R.A. 2020. *Correspondance par courriel avec S.I. Wilhelm*. Avril 2020, directeur, Bowdoin Scientific Station at Kent Island, Bowdoin College, Brunswick (Maine).
- Mauck, R.A., D.C. Dearborn et C.E. Huntington. 2018. Annual global mean temperature explains reproductive success in a marine vertebrate from 1955 to 2010. *Global Change Biology* 24:1599-1613.
- Mauck, R.A., C.E. Huntington et P.F. Doherty, Jr. 2012. Experience versus effort: what explains dynamic heterogeneity with respect to age? *Oikos* 121:1379-1390.
- Mauck, R.A. et R.E. Ricklefs. 2005. Control of fledging age in Leach's Storm-Petrel, *Oceanodroma leucorhoa*: Chick development and pre-fledging mass loss. *Functional Ecology* 19:73-80.
- Mauck, R.A., T.A. Waite et P.G. Parker. 1995. Monogamy in Leach's Storm-Petrel: DNA-fingerprinting evidence. *Auk* 112:473-482.

- McAskill, D., D. Seeler, D. Oakley et R. Cooke. 2014. Field Checklist of the Birds of Prince Edward Island. 8th Edition. Prince Edward Island Department of Agriculture and Forestry, Charlottetown, Prince Edward Island, 16 pp.
https://www.princeedwardisland.ca/sites/default/files/publications/2014_pei_birdchecklist-english.pdf. [Également disponible en français : McAskill, D., D. Seeler, D. Oakley et R. Cooke. 2014. Liste des oiseaux observés à l'Île-du-Prince-Édouard, 8^e édition. Ministère de l'Agriculture et des Forêts de l'Île-du-Prince-Édouard, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), 16 p. <http://docplayer.fr/79523624-Liste-des-oiseaux-observees.html>].
- Megson, D., T.A. Brown, G.W. Johnson, G. O'Sullivan, A.W.J. Bicknell, S.C. Votier, M.C. Lohan, S. Comber, R. Kalin et P.J. Worsfold. 2014. Identifying the provenance of Leach's storm petrels in the North Atlantic using polychlorinated biphenyl signatures derived from comprehensive two-dimensional gas chromatography with time-of-flight mass spectrometry. *Chemosphere* 114:195-202.
- Miles, W., S. Money, R. Luxmoore et R.W. Furness. 2010. Effects of artificial lights and moonlight on petrels at St Kilda. *Bird Study* 52:244-251.
- Montevecchi, W.A. *Correspondance par courriel avec S.I. Wilhelm*. Mars 2020, professeur de recherche, Departments of Psychology and Biology, Memorial University of Newfoundland, St. John's (Terre-Neuve).
- Montevecchi, W.A. et J. Wells. 1987. Vernacular bird names of Newfoundland. Pp. 232-245 in W.A. Montevecchi et L.M. Tuck. *Newfoundland Birds: Exploitation, Study, Conservation*. Nuttall Ornithological Club, Cambridge, Massachusetts.
- Montevecchi, W.A. 2006. Influence of artificial light on marine birds. in *Ecological Consequences of artificial night lighting*. C. Rich et T. Longcore (eds), Island Press, Washington, DC. pp 94-113.
- Morandin, L.A. et P.D. O'Hara. 2016. Offshore oil and gas, and operational sheen occurrence: Is there potential harm to marine birds? *Environmental Reviews* 24:285-318.
- Morse, D. et C. Buchheister. 1979. Nesting patterns of Leach's Storm-Petrels on Matinicus Rock, Maine. *Bird-Banding* 50:145-158.
- NatureServe. 2019. NatureServe Web Service. Arlington, VA. USA. Site Web : <http://www.natureserve.org> [consulté en janvier 2019].
- Nettleship, D.N. 1980. A guide to the major seabird colonies of eastern Canada: Identity, distribution and abundance. Canadian Wildlife Service, Dartmouth, Nova Scotia. 132 pp.
- Newson, S.E., P.I. Mitchell, M. Parsons, S.H. O'Brien, G.E. Austin, S. Benn, J. Black, J. Blackburn, B. Brodie, E. Humphreys, D. Leech, M. Prior et M. Webster 2008. Population decline of Leach's Storm-petrel *Oceanodroma leucorhoa* within the largest colony in Britain and Ireland. *Seabird* 21:77-84.
- O'Hanlon, N.J., N.A. James, E.A. Masden et A.L. Bond. 2017. Seabirds and marine plastic debris in the northeastern Atlantic: A synthesis and recommendations for monitoring and research. *Environmental Pollution* 231:1291-1301.

- O'Hara, P.D. et L.A. Morandin. 2010. Effects of sheens associated with offshore oil and gas development on the feather microstructure of pelagic seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 60:672-678.
- Paterson, I.G. et M. Snyder. 1999. Molecular genetic (RAPD) analysis of Leach's Storm-Petrels. *Auk* 116:338-344.
- Plummer, M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling, Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003), March 2003, Vienna, Austria.
- Pollet, I.L. 2017. Influence of extrinsic factors on movements and reproductive success of Leach's Storm-Petrels (*Oceanodroma leucorhoa*). Thèse de doctorat, Dalhousie University, Halifax (Nouvelle-Écosse).
- Pollet, I.L., A.L. Bond, A. Hedd, C.E. Huntington, R.G. Butler et R. Mauck. 2019a. Leach's Storm-Petrel (*Oceanodroma leucorhoa*), version 2.0. *In* The Birds of North America (P.G. Rodewald, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Site Web : <https://doi.org/10.2173/bna.lcspet.02> [consulté en juin 2019].
- Pollet, I.L., A. Hedd, P.D. Taylor, W.A. Montevecchi et D. Shutler. 2014. Migratory movements and wintering areas of Leach's Storm-Petrels tracked using geolocators. *Journal of Field Ornithology* 85:321-328.
- Pollet, I.L., M.L. Leonard, N.J. O'Driscoll, N.M. Burgess et D. Shutler. 2017. Relationships between blood mercury levels, reproduction, and return rate in a small seabird. *Ecotoxicology* 26:97-103.
- Pollet, I.L., R.A. Ronconi, M.L. Leonard et D. Shutler. 2019b. Migration routes and stopover areas of Leach's Storm-Petrels *Oceanodroma leucorhoa*. *Marine Ornithology* 47:55-65.
- Pollet, I.L. et D. Shutler. 2018. Leach's Storm-Petrel population trend on Bon Portage Island, Canada. *Seabird* 31:75-83.
- Pollet, I.L. et D. Shutler. 2019. Effects of Great-Horned Owl (*Bubo virginianus*) on a Leach's Storm-Petrel (*Oceanodroma leucorhoa*) population. *Wilson Journal of Ornithology* 131:152-155.
- Provencher J.F., A.L. Bond, A. Hedd, W.A. Montevecchi, S. Bin Muzaffar, S.J. Courchesne, H.G. Gilchrist, S.E. Jamieson, F.R. Merkel, K. Falk, J. Durinck et M.L. Mallory. 2014. Prevalence of marine debris in marine birds from the North Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 84:411-417.
- Rail, J.-F. *Conversation téléphonique avec S.I. Wilhelm*. Février 2019. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Québec (Québec).
- Regular, P., A. Hedd, W.A. Montevecchi, G.J. Robertson, A.E. Storey et C.J. Walsh. 2014. Why timing is everything: Energetic costs and reproductive consequences of resource mismatch for a chick-rearing seabird. *Ecosphere* 5:155. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00182.1>.

- Regular, P., W. Montevecchi, A. Hedd, G. Robertson et S. Wilhelm. 2013. Canadian fishery closures provide a large-scale test of the impact of gillnet bycatch on seabird populations. *Biology Letter* 9:20130088.
- Rennie, I.R.F., D.J. Green, E.A. Krebs et A. Harfenist. 2020. High apparent survival of adult Leach's Storm Petrels *Oceanodroma leucorhoa* in British Columbia. *Marine Ornithology* 48:133-140.
- Robertson, G.J. et R.D. Elliot. 2002. Changes in seabird populations breeding on Small Island, Wadham Islands, Newfoundland. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 381. Atlantic Region. 26 pp.
- Robertson, G.J., J. Russel et D. Fifield. 2002. Breeding population estimates for three Leach's Storm-petrel colonies in southeastern Newfoundland, 2001. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 380. Atlantic Region. 21 pp.
- Robertson, G.J., J. Russel, R. Bryant, D.A. Fifield et I.J. Stenhouse. 2006. Size and trends of Leach's Storm-Petrel *Oceanodroma leucorhoa* breeding populations in Newfoundland. *Atlantic Seabirds* 8:41-50.
- Robertson, G.J., M. Tomlik, G.R. Milton, G.J. Parsons et M.L. Mallory. 2017. Increases in the number of American Black Ducks wintering in Nova Scotia, 1970-2015. *Journal of Fish and Wildlife Management* 8:669-675.
- Robertson, G.J., F.K. Wiese, P.C. Ryan et S.I. Wilhelm. 2014. Updated numbers of murre and dovekie oiled in Newfoundland waters by chronic ship-source oil pollution. Proceedings of the 37th AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, Canmore, Alberta.
- Rock, J. *Conversation téléphonique avec S.I. Wilhelm*. Février 2019. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Sackville (Nouveau-Brunswick).
- Rodríguez A., J.M. Arcos, V. Bretagnolle, M.P. Dias, N.D. Holmes, M. Louzao, J. Provencher, A.F. Raine, F. Ramírez, B. Rodríguez, R.A. Ronconi, R.S. Taylor, E. Bonnaud, S.B. Borrelle, V. Cortés, S. Descamps, V.L. Friesen, M. Genovart, A. Hedd, P. Hodum, G.R.W. Humphries, M. Le Corre, C. Lebarbenchon, R. Martin, E.F. Melvin, W.A. Montevecchi, P. Pinet, I.L. Pollet, R. Ramos, J.C. Russell, P.G. Ryan, A. Sanz-Aguilar, D.R. Spatz, M. Travers, S.C. Votier, R.M. Wanless, E. Woehler et A. Chiaradia. 2019. Future directions in conservation research on petrels and shearwaters. *Frontiers in Marine Science* 6:94. [doi: 10.3389/fmars.2019.00094](https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00094).
- Rodríguez, A., G. Burgan, P. Dann, R. Jessop, J.J. Negro et A. Chiaradia. 2014. Fatal attraction of short-tailed shearwaters to artificial lights. *PLoS ONE* 9(10): e110114.
- Rodríguez, A., N.D. Holmes, P.G. Ryan, K.-J. Wilson, L. Faulquier, Y. Murillo, A.F. Raine, V. Neves, B. Rodríguez, J.J. Negro, A. Chiaradia, P. Dann, T. Anderson, B. Metzger, M. Shirai, L. Deppe, J. Wheeler, P. Hodum, C. Gouveia, V. Carmo, G.P. Carreira, L. Delgado-Alburqueque, C. Guerra-Correa, F.-X. Couzi, M. Travers et M. Le Corre. 2017. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology* 31:986-1001.

- Ronconi, R.A., K.A. Allard et P.D. Taylor. 2015. Bird interactions with offshore oil and gas platforms: Review of impacts and monitoring techniques. *Journal of Environmental Management* 147:34-45.
- Ronconi, R.A. *Conversation téléphonique avec S.I. Wilhelm*. Janvier 2020. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Dartmouth (Nouvelle-Écosse).
- Ronconi, R.A. et S.N.P. Wong. 2003. Estimates of changes in seabird numbers in the Grand Manan Archipelago, New Brunswick, Canada. *Waterbirds* 26:462-472.
- Rothstein, S.I. 1973. Plastic particle pollution of the surface of the Atlantic Ocean: evidence from a seabird. *Condor* 75:344-366.
- Ruckdeschel, C.A., C. R. Shoo et G.W. Sciple. 1994. A mass stranding of Leach's Storm-Petrel in Georgia and Florida. *Biological Science* 57:48-49.
- Russel, J. 2008. Population estimate for the colony of Leach's Storm-Petrels (*Oceanodroma leucorhoa*) breeding on Green Island, Fortune Bay, southeastern Newfoundland in 2008. Rapport inédit.
- Salafsky, N.D., A.J. Salzer, C. Stattersfield, R. Hilton-Taylor, S.H.M. Neugarten, E. Butchart, N. Collen, L.L. Cox, S. Master, D. O'Connor et D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22:897-911.
- Scheuhammer, A., B. Braune, H.M. Chan, H. Frouin, A. Krey, R. Letcher, L. Loseto, M. Noël, S. Ostertag, P. Ross et M. Wayland. 2015. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. *Science of The Total Environment* 509–510:91-103.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.142>.
- Schreiber, E.A. et J. Burger. 2001. *Biology of marine birds*. CRC, New York, New York, USA. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420036305>.
- Schubel, S., P. Shannon et I.J. Stenhouse. 2019a. Leach's Storm-Petrels in the Gulf of Maine: Current population estimates for the region's two largest colonies. Poster presentation at the 46th Annual Meeting of the Pacific Seabird Group, Kaua'i, Hawaii.
- Schubel, S., P. Shannon et I.J. Stenhouse. 2019b. Gulf of Maine Leach's Storm-Petrel colonies may not be declining like neighboring Canadian colonies. Poster presentation at the 43th Annual Meeting of the Waterbird Society, Princess Anne, Maryland.
- Shlepr, K.R. 2017. The geography of diet: diversity in diet and foraging behavior in Herring Gulls (*Larus argentatus*) across Atlantic Canada. Mémoire de maîtrise ès science, University of New Brunswick, Fredericton, New Brunswick.
- Shutler, D. *Correspondance par courriel avec S.I. Wilhelm*. Mai 2019, professeur, Department of Biology, Acadia University, Wolfville (Nouvelle-Écosse).

- Sklepkovych, B.O. 1986. The predatory behaviour and impact of red foxes (*Vulpes vulpes*) on the seabird colonies of Baccalieu Island, Newfoundland. Mémoire de maîtrise ès sciences, Memorial University of Newfoundland, St. John's, Newfoundland.
- Sklepkovych, B.O. et W.A. Montevecchi. 1989. The world's largest known nesting colony of Leach's Storm-Petrels on Baccalieu Island, Newfoundland. *American Birds* 43:38-42.
- SPM Frag'iles. 2011. Colombier – Rapport de Comptage. Rapport inédit. 34 pp.
- Steenweg, R.J., R.A. Ronconi et M.L. Leonard. 2011. Seasonal and age-dependent dietary partitioning between the Great Black-Backed and Herring Gulls. *Condor* 113:795-805.
- Stenhouse, I.J. *Conversation téléphonique avec S.I. Wilhelm*. Janvier 2020. Marine Bird Program Director, Biodiversity Research Institute, Portland (Maine).
- Stenhouse, I.J., E.M. Adams, J.L. Goyette, K.J. Regan, M.W. Goodale et D.C. Evers. 2018. Changes in mercury exposure of marine birds breeding in the Gulf of Maine, 2008-2013. *Marine Pollution Bulletin* 128:156-161.
- Stenhouse, I.J. et W.A. Montevecchi. 1999. Indirect effects of the availability of capelin and fishery discards: gull predation on breeding storm-petrels. *Marine Ecology Progress Series* 184:303-307.
- Stenhouse, I.J. et W.A. Montevecchi. 2000. Habitat utilization and breeding success in Leach's Storm-Petrel: the importance of sociality. *Canadian Journal of Zoology* 78: 267-1274.
- Stenhouse, I.J., G.J. Robertson et W.A. Montevecchi. 2000. Herring Gull *Larus argentatus* predation on Leach's Storm-Petrels *Oceanodroma leucorhoa* on Great Island, Newfoundland. *Atlantic Seabirds*, 2:35-44.
- Su Y-S, et M. Yajima. 2015. R2jags: Using R to Run 'JAGS'. R package version 0.5-7. Site Web : <https://CRAN.R-project.org/package=R2jags> [consulté en septembre 2017].
- Trivelpiece, W.Z., R.G. Butler, D.S. Miller et D.B. Peakall. 1984. Reduced survival of chicks of oil-dosed adult Leach's Storm-Petrels. *Condor* 86:81-82.
- Taylor, R.S., A. Bailie, P. Gulavita, T. Birt, T. Aarvak, T. Anker-Nilssen, D.C. Barton, K. Lindquist, Y. Bedolla-Guzmán, P. Quillfedt et V.L. Friesen. 2018. Sympatric population divergence within a highly pelagic seabird species complex (*Hydrobates* spp.). *Journal of Avian Biology* [2018;49:e01515 doi: 10.1111/jav.01515](https://doi.org/10.1111/jav.01515).
- Underhill, L.G., R.J.M. Crawford et C.J. Camphuysen. 2002. Leach's storm-petrels *Oceanodroma leucorhoa* off southern Africa: breeding and migratory status, and measurements and mass of the breeding population. *Transactions of the Royal Society of South Africa* 57:43-46.

- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 2016. Migratory Bird Treaty Act Protected Species (10.13 list). Site Web : <https://www.fws.gov/birds/management/managed-species/migratory-bird-treaty-act-protected-species.php> [consulté en novembre 2019].
- Wheelwright, N.T. 2016. Eradication of an ecosystem engineer. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14:53-54.
- Wiese, F.K., W.A. Montevecchi, G.K. Davoren, F. Huettmann, A.W. Diamond et J. Linke. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the north-west Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 42:1285-1290.
- Wilhelm, S.I. 2017. CWS: Waterbird Colony Database (Atlantic region). Version 1. *in* OBIS Canada Digital Collections. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia. Published by OBIS, Digital. Site Web : <http://www.iobis.org/> [consulté en novembre 2019].
- Wilhelm, S.I., A. Hedd, G.J. Robertson, J. Mailhiot, P.M. Regular, P.C. Ryan et R.D. Elliot. 2020. The world's largest breeding colony of Leach's Storm-Petrel *Hydrobates leucorhous* has declined. *Bird Conservation International* 30:40-57.
- Wilhelm, S.I., J. Mailhiot, J. Arany, J.W. Chardine, G.J. Robertson et P.C. Ryan. 2015. Update and trends of three important seabird populations in the western North Atlantic using a geographic information system approach. *Marine Ornithology*, 43:211-222.
- Wilhelm, S.I., J.-F. Rail, P.M. Regular, C. Gjerdrum et G.J. Robertson. 2016. Large-scale changes in abundance of breeding Herring gulls (*Larus argentatus*) and Great Black-backed Gulls (*Larus marinus*) relative to reduced fishing activities in southeastern Canada. *Waterbirds* 39 (Special Publication 1):136-142.
- Wilhelm, S.I., G.J. Robertson, P.C. Ryan et D.C. Schneider. 2007. Comparing an estimate of seabirds at risk to a mortality estimate from the November 2004 Terra Nova FPSO oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 54:537-544.
- Wilhelm, S.I., J.J. Schau, E. Schau, S.M. Dooley, D.L. Wiseman et H.A. Hogan. 2013. Atlantic Puffins are attracted to coastal communities in eastern Newfoundland. *Northeastern Naturalist* 20:624-630.
- Williams, D. et R.P. Cameron. 2010. Managing the Scatarie Island Wilderness Area: Introduction to issues for an island protected area. *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science* 24:1-8.
- Wolfe, M.F., S. Schwarzbach et R.A. Sulaiman. 1998. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:146-160.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Sabina I. Wilhelm est une biologiste des oiseaux marins qui possède plus de 20 ans d'expérience de travail avec diverses espèces d'oiseaux marins. En 2004, elle a obtenu un doctorat de l'Université Memorial (Cognitive and Behavioural Program), et, la même année, a commencé à travailler à titre de biologiste de la faune au Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada à St. John's, à Terre-Neuve-et-Labrador. M^{me} Wilhelm dirige actuellement le programme de suivi des oiseaux marins coloniaux dans la Région de l'Atlantique. Depuis 2011, elle se concentre sur le suivi de l'état et des tendances de la population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique dans diverses colonies des provinces de l'Atlantique, et a publié plusieurs articles ayant fait l'objet d'un examen par les pairs sur l'écologie et la situation de cette espèce.

April Hedd, actuellement chercheuse scientifique à la Direction des sciences de la faune et du paysage d'Environnement et Changement climatique Canada, à St. John's, à Terre-Neuve-et-Labrador, possède plus de 20 ans d'expérience de recherche sur les oiseaux marins. Elle a obtenu son doctorat en 1999 de l'Université de Tasmanie, en Australie, axé sur l'écologie de l'alimentation de l'Albatros à cape blanche et ses interactions avec les pêches. À son retour dans sa province natale de Terre-Neuve-et-Labrador, elle a commencé à étudier l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique en tant que boursière postdoctorale en 2002, sujet sur lequel elle travaille encore aujourd'hui. M^{me} Hedd combine études à long terme sur la démographie et les réseaux trophiques, d'une part, et ensembles de données spatiales et toxicologiques, d'autre part, pour comprendre les facteurs clés du déclin de l'espèce dans l'Atlantique Nord. Ses intérêts de recherche portent sur l'écologie de la conservation et visent notamment à comprendre la façon dont les facteurs naturels et anthropiques influent sur les tendances en matière de répartition et de population des oiseaux marins.

Gregory J. Robertson possède 30 ans d'expérience dans la recherche et le suivi des populations de poissons et d'autres espèces sauvages, principalement dans des habitats côtiers et marins nordiques. Titulaire d'un doctorat du Centre for Wildlife Ecology de l'Université Simon Fraser, il a commencé à travailler au sein du gouvernement fédéral en tant que chercheur scientifique en 1998 à St. John's, à Terre-Neuve-et-Labrador. M. Robertson est actuellement chercheur scientifique principal pour Environnement et Changement climatique Canada et Pêches et Océans Canada. Ses travaux portent principalement sur des questions relatives aux espèces sauvages dans les écosystèmes côtiers et sur les évaluations quantitatives des stocks de poissons de fond importants sur le plan commercial. Il a relancé les programmes de suivi de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique à Terre-Neuve-et-Labrador au début des années 2000, et a contribué aux analyses des tendances quantitatives aux fins du présent rapport.

Ingrid L. Pollet a obtenu un diplôme technique en agronomie en 1996 de l'Université Claude Bernard, en France. Elle a ensuite immigré au Canada, où elle a travaillé dans le domaine de la recherche médicale pendant plusieurs années. Elle a ensuite trouvé sa passion lors de plusieurs études sur des oiseaux chanteurs, puis sur des oiseaux marins. Elle a récemment terminé son doctorat cosupervisé par les Universités Acadia et Dalhousie, dans le cadre duquel elle a étudié les facteurs extrinsèques qui influent sur les déplacements et le succès de reproduction de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique. Mme Pollet vient de terminer une recherche postdoctorale à l'Université Justus-Liebig, à Giessen, en Allemagne.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucun spécimen n'a été examiné durant l'élaboration du présent rapport de situation.

Annexe 1. Plus récentes estimations démographiques de toutes les colonies de reproduction actives et passées (non évaluées depuis 1970) d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique dans l'Est du Canada et à Saint-Pierre-et-Miquelon, en France, énumérées par nom de colonie et par province (LB = Labrador, TN = île de Terre-Neuve, NB = Nouveau-Brunswick, NE = Nouvelle-Écosse, QC = Québec) ou par région

Colonie	Province ou région	Latitude	Longitude	Type de protection	Nombre estimé d'individus matures	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %	Année du relevé	Référence
Gannet Clusters	LB	53,9332	-56,5321	Réserve écologique d'oiseaux de mer	Présents			1999	Robertson et Elliot (2002)
Île Double, première île à l'ouest des îles St. Peter	LB	52,0499	-55,7322		260	260	260	1978	Brown et Lock (1979)
Îles Herring	LB	54,3333	-57,0988		10	10	10	1978	Brown et Lock (1979)
Île Bird (sud du Labrador)	LB	53,7332	-56,2488		6	6	6	1978	Brown et Lock (1979)
Île White Head (archipel de Grand Manan)	NB	44,6325	-66,6922		Présents			1935	Wilhelm (2017)
Île Hay (archipel de Grand Manan)	NB	44,5952	-66,7637	Station de recherche privée	Présents			2001	Ronconi et Wong (2003)
Île Green Nord (archipel de Grand Manan)	NB	44,6194	-66,7621		Présents			2001	Ronconi et Wong (2003)
Île Outer Wood (archipel de Grand Manan)	NB	44,6115	-66,8191		Présents			2001	Ronconi et Wong (2003)
Île Green Sud (archipel de Grand Manan)	NB	44,6117	-66,7524		Présents			2001	Ronconi et Wong (2003)
Île Wood (archipel de Grand Manan)	NB	44,6167	-66,8326		Présents			2001	Ronconi et Wong (2003)
Île Kent (archipel de Grand Manan)	NB	44,5852	-66,7583	Station de recherche privée	43 286	33 886	52 686	2018	d'Entremont (2020)
Île Machias Seal	NB	44,5018	-67,1019	Refuge d'oiseaux migrateurs	300	300	300	2017	Diamond (données inédites)
Île Duck (nord; près de Fogo)	TN	49,5382	-53,9272		Présents			1975	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Îles Grassy	TN	49,6433	-54,5050		Présents			1975	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Îles Seals Nest	TN	49,7999	-54,1988		Présents			1975	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île White (baie Notre-Dame)	TN	49,5615	-53,8955		Présents			1975	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Baccalieu	TN	48,1165	-52,7988	Réserve écologique d'oiseaux de mer	3 909 786	3 366 772	4 487 714	2013	Wilhelm <i>et al.</i> (2020)
Île Gull (baie Witless)	TN	47,2383	-52,7804	Réserve écologique d'oiseaux de mer	359 486	260 156	458 814	2012	Wilhelm (2017)

Colonie	Province ou région	Latitude	Longitude	Type de protection	Nombre estimé d'individus matures	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %	Année du relevé	Référence
Île Great (baie Wittless)	TN	47,1873	-52,8140	Réserve écologique d'oiseaux de mer	268 278	153 636	382 918	2011	Wilhelm <i>et al.</i> (2015)
Île Corbin	TN	46,9649	-55,2095		200 000	200,00	200,00	1974	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Green (baie Fortune)	TN	46,8776	-56,0899		98 810	72 678	124 944	2015	Wilhelm (2017)
Île Middle Lawn	TN	46,8692	-55,6158	Réserve écologique d'oiseaux de mer	21 582	14 280	28 882	2017	Wilhelm (2017)
Île Penguin (sud)	TN	49,4332	-53,7905		17 074	8 966	2 182	2018	Jenkins <i>et al.</i> (2018)
Île Coleman, îles Wadham	TN	49,5498	-53,8155		5 812	3 108	8 516	2018	Wilhelm (données inédites)
Falaise Double Turr, îles Little Fogo	TN	49,8169	-54,1114		4 888	1 491	8 285	2014	Wilhelm (2017)
Île Bakeapple, îles Little Fogo	TN	49,8155	-54,1127		4 634	3 602	5 666	2014	Wilhelm (2017)
Îles Shag	TN	48,7048	-53,6250		3 400	3 400	3 400	1974	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Small, îles Wadham	TN	49,5798	-53,7788		3 156	1 350	4 962	2018	Jenkins <i>et al.</i> (2018)
Falaise Single Turr, îles Little Fogo	TN	49,8185	-54,1137		3 046	3 046	3 046	2014	Wilhelm (2017)
Île Little Denier	TN	48,6833	-53,5920		2 600	2 600	2 600	1975	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Rouge	TN	50,8999	-55,7655		2 000	2 000	2 000	1943	Wilhelm (2017)
Rocher Big Shag	TN	49,0930	-53,5575		2 000	2 000	2 000	1980	Montevecchi (données inédites)
Île Ramea Colombier	TN	47,5060	-57,4349		2 000	2 000	2 000	1989	Montevecchi (données inédites)
Îles White	TN	51,5832	-55,3488		800	800	800	1943	Wilhelm (2017)
Île Puffin, îles Little Fogo	TN	49,8104	-54,1110		770	178	1 362	2014	Wilhelm (2017)
Isle Aux Canes	TN	50,6832	-55,6155		600	600	600	1986	Wilhelm (2017)
Île Offer, îles Lawn	TN	46,8577	-55,6221	Réserve écologique d'oiseaux de mer	448	448	448	1978	Wilhelm (2017)
Île Penguin (nord)	TN	49,4482	-53,8122		400	400	400	1984	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Îlots Butterfly	TN	49,1276	-53,4835		400	400	400	1967	Wilhelm (2017)
Île Wadhams Harbour	TN	49,8120	-54,1194		400	400	400	2012	Montevecchi (données inédites)
Îles Colombier, îles Lawn	TN	46,8898	-55,5752	Réserve écologique d'oiseaux de mer	250	250	250	1977	Grimmer (1980)
Île Little Bakeapple 1, îles Little Fogo	TN	49,81451	-54,1108		226	226	226	2014	Wilhelm (2017)
Île Little Storehouse, îles Little Fogo	TN	49,8188	-54,1809		200	200	200	1984	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Pass	TN	47,4903	-56,1973		200	200	200	1978	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Îles Penguin	TN	47,3832	-56,9823		200	200	200	1978	Cairns <i>et al.</i> (1989)

Colonie	Province ou région	Latitude	Longitude	Type de protection	Nombre estimé d'individus matures	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %	Année du relevé	Référence
Île Offer Gooseberry	TN	48,9401	-53,5383		200	200	200	1945	Wilhelm (2017)
Île Wreck, baie Garia	TN	47,6278	-58,5467		200	200	200	1944	Wilhelm (2017)
Île Swale	TN	46,8945	-55,6051		176	176	176	1975	Wilhelm (2017)
Île Flowers	TN	49,1332	-53,4655		150	150	150	1945	Wilhelm (2017)
Île Bird (sud)	TN	48,6247	-53,0091		100	100	100	1985	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Gull, cap Freels	TN	49,2564	-53,4296		50	50	50	1945	Wilhelm (2017)
Île Ladle	TN	49,4898	-54,0488		40	40	40	1985	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Green, baie White	TN	47,2382	-52,7801	Réserve écologique d'oiseaux de mer	40	40	40	1979	Nettleship (1980)
Île Offer Wadham	TN	49,5832	-53,7655		36	36	36	1979	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Green, cap Bonavista	TN	48,6979	-53,1023		20	20	20	1945	Wilhelm (2017)
Île Copper	TN	48,5748	-53,7122		20	20	20	1987	Montevecchi (données inédites)
Île Hennessey	TN	49,8158	-54,1154		18	18	18	2014	Wilhelm (2017)
Île Cabot (nord)	TN	49,1715	-53,3688		6	0	10	2018	Jenkins <i>et al.</i> (2018)
Île Grand Bruit	TN	47,6666	-58,2157		2	2	2	1945	Wilhelm (2017)
Île Iron (sud-ouest)	TN	47,0415	-55,1197		0			2015	Wilhelm (2017)
Île Dorts	NE	45,2169	-61,2491		Présents			2017	Wilhelm (2017)
Île St. Paul	NE	47,1998	-60,1486		Présents			1971	Wilhelm (2017)
Île Mark's	NE	43,6342	-66,0431		Présents			2020	d'Entremont, comm. pers. (2020)
Îles Spectacle	NE	43,6283	-66,0573		Présents			2020	d'Entremont, comm. pers. (2020)
Île Scatarie	NE	46,0130	-59,7360	Aire de gestion de la faune	141 000	141 000	141 000	2002	Williams et Cameron (2010)
Île Outer (anciennement île Bon Portage)	NE	43,4689	-65,7511	Station de recherche privée	77 832	60 334	95 330	2017	Pollet et Shutler (2018)
Île Long, îles White	NE	44,8848	-62,1288	Aire de gestion de la faune	60 000	60 000	60 000	1995	Paterson et Snyder (1999)
Île Country	NE	45,1018	-61,5426	Station de recherche du gouvernement fédéral	24 460	17 204	31 716	2013	Wilhelm (2017)
Île Little White	NE	44,8935	-62,1000	Aire de gestion de la faune	11 118	11 118	11 118	2017	Wilhelm (2017)
Îles Bird (groupe de quatre îles)	NE	44,8667	-62,2787	Aire de gestion de la faune	2 402	2 402	2 402	1981	Wilhelm (2017)
Île Inner Bald Tusket	NE	43,6104	-66,0229		400	400	400	1989	Wilhelm (2017)
Île Half Bald Tusket	NE	43,6189	-66,0374		360	360	360	1989	Wilhelm (2017)
Île de Sable	NE	43,9316	-59,9030	Parc national	200	200	200	2003	Wilhelm (2017)

Colonie	Province ou région	Latitude	Longitude	Type de protection	Nombre estimé d'individus matures	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %	Année du relevé	Référence
Île Camp	NE	44,8822	-62,1559	Aire de gestion de la faune	176	176	176	1977	Wilhelm (2017)
Île Pumpkin	NE	44,8210	-62,3803	Aire de gestion de la faune	156	156	156	1971	Wilhelm (2017)
Île Mud	NE	43,4863	-65,9884		100	100	100	2016	Wilhelm (2017)
Île Little Halibut	NE	44,9016	-62,2005	Aire de gestion de la faune	78	78	78	1981	Wilhelm (2017)
Île Middle Halibut	NE	44,8987	-62,1987	Aire de gestion de la faune	60	60	60	1967	Wilhelm (2017)
Îles Brother (est)	NE	44,8246	-62,3564	Aire de gestion de la faune	50	50	50	1980	Wilhelm (2017)
Île Long, îles White, péninsule	NE	44,8856	-62,1209	Aire de gestion de la faune	44	44	44	1977	Wilhelm (2017)
Île Outer Bald Tusket	NE	43,5992	-66,0232		42	42	42	2016	Wilhelm (2017)
Île Pearl	NE	44,3837	-64,0491	Aire de gestion de la faune	24	24	24	2008	Wilhelm (2017)
Île Inside Eastern Harbour	NE	44,8731	-62,3232	Aire de gestion de la faune	14	14	14	1981	Wilhelm (2017)
Îles Bald Harbour	NE	44,8693	-62,3527	Aire de gestion de la faune	12	12	12	1981	Wilhelm (2017)
Îles Brother (ouest)	NE	44,8234	-62,361	Aire de gestion de la faune	8	8	8	1980	Wilhelm (2017)
Île Ram	NE	43,6843	-65,0303		4	4	4	2016	Wilhelm (2017)
Île Big Duck	NE	44,3444	-64,1457		0			2017	Wilhelm (2017)
Île Indian (sud-ouest)	NE	44,1611	-64,4006		0			2017	Wilhelm (2017)
Île Seal	NE	43,4108	-66,0126		0			1959	Pollet <i>et al.</i> (2019a)
Rocher Bird	QC	47,8381	-61,1455	Refuge d'oiseaux migrants	Présents			1983	Rail (données inédites)
Île Boat no 1, îles aux Perroquets, îles Sainte-Marie	QC	50,2818	-59,7315	Refuge d'oiseaux migrants	Présents			2015	Rail (données inédites)
Îles Cliff, îles Sainte-Marie	QC	50,3045	-59,6901	Refuge d'oiseaux migrants	Présents			2015	Rail (données inédites)
Île Fly	QC	50,4082	-59,6317		Présents			2015	Rail (données inédites)
Île du Corossol	QC	50,0559	-66,5026		Présents			2015	Rail (données inédites)
Île des Loups, baie des Loups	QC	50,1720	-60,2925	Refuge d'oiseaux migrants	Présents			2015	Rail (données inédites)

Colonie	Province ou région	Latitude	Longitude	Type de protection	Nombre estimé d'individus matures	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %	Année du relevé	Référence
Île Bonaventure	QC	48,4657	-64,2114	Refuge d'oiseaux migrateurs	30	30	30	2016	Rail (données inédites)
Île Brion	QC	47,7584	-61,5361		6	6	6	2017	Rail (données inédites)
Île Boat no 5, îles aux Perroquets, îles Sainte-Marie	QC	50,2849	-59,7406	Refuge d'oiseaux migrateurs	0			2015	Rail (données inédites)
Île du Cap-aux-Meules, Gros-Cap	QC	47,3492	-61,8848		0			1991	Rail (données inédites)
Île East, îles Sainte-Marie	QC	50,3325	-59,6256	Refuge d'oiseaux migrateurs	0			2015	Rail (données inédites)
Parc national Forillon	QC	48,8024	-64,2333	Parc national	0			1937	Rail (données inédites)
Île au Renard, îles Sainte-Marie	QC	50,2985	-59,6984	Refuge d'oiseaux migrateurs	0			2015	Rail (données inédites)
Île aux Goélands de l'Est	QC	50,1935	-60,6681		0			1860	Rail (données inédites)
Île aux Loups Marins	QC	47,5992	-61,4911		0			1990	Rail (données inédites)
Île no 4, baie des Loups	QC	50,2123	-60,2304	Refuge d'oiseaux migrateurs	0			2015	Rail (données inédites)
Île no 5, baie des Loups	QC	50,2159	-60,2139	Refuge d'oiseaux migrateurs	0			2015	Rail (données inédites)
Total de la population de l'Est du Canada (individus matures)					5 276 942	4 434 723	6 154 069		
Nombre de colonies récentes de l'Est du Canada (depuis 1970)					93				
Nombre de sites de colonie de l'Est du Canada					106				
Grand Colombier, Saint-Pierre-et-Miquelon	France	46,8167	-56,1667		399 870	343 418	457 144	2011	Duda <i>et al.</i> (2020a)

Annexe 2. Nombre estimé d'individus matures et intervalles de confiance à 95 % associés pour 10 colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique à Terre-Neuve, en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick qui ont servi à estimer le taux de réduction démographique sur 3 générations dans l'Est du Canada

Colonie	Année	Individus matures	IC à 95 %	Référence
Île Baccalieu (TN)	1984	6 720 000	460 000	Sklepkovych et Montevecchi (1989)
Île Baccalieu (TN)	1984	10 243 466	2 861 298	Wilhelm <i>et al.</i> (2020)
Île Baccalieu (TN)	1985	9 205 208	1 637 776	Wilhelm <i>et al.</i> (2020)
Île Baccalieu (TN)	2013	3 909 786	563 614	Wilhelm <i>et al.</i> (2020)
Île Gull (TN)	1973	420 000	-	Brown <i>et al.</i> (1994) 1975
Île Gull (TN)	1979	1 060 000	360 000	Cairns et Verspoor (1980)
Île Gull (TN)	1984	703 610	100 968	Robertson <i>et al.</i> (2002)
Île Gull (TN)	1985	611 452	83 186	Robertson <i>et al.</i> (2002)
Île Gull (TN)	2001	703 732	89 288	Robertson <i>et al.</i> (2002)
Île Gull (TN)	2012	359 484	99 328	Wilhelm <i>et al.</i> (2015)
Île Great (TN)	1973	340 000	-	Brown <i>et al.</i> (1994) 1975
Île Great (TN)	1979	599 168	152 330	Wilhelm <i>et al.</i> (2015)
Île Great (TN)	1997	694 032	177 188	Wilhelm <i>et al.</i> (2015)
Île Great (TN)	2011	268 278	114 642	Wilhelm <i>et al.</i> (2015)
Île Small (TN)	1973	3 950	-	Robertson et Elliot (2002)
Île Small (TN)	1979	13 112	-	Cairns et Verspoor (1980)
Île Small (TN)	1984	23 876	11 232	Robertson et Elliot (2002)
Île Small (TN)	2001	2 076	1 064	Robertson et Elliot (2002)
Île Small (TN)	2018	3 156	1 806	Jenkins <i>et al.</i> (2018)
Île Coleman (TN)	1979	7 000	-	Cairns et Verspoor (1980)
Île Coleman (TN)	1984	10 000	-	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Coleman (TN)	2018	5 812	2 704	Jenkins <i>et al.</i> (2018)
Île Penguin Sud (TN)	1979	15 600	-	Nettleship (1980)
Île Penguin Sud (TN)	1984	18 000	-	Cairns <i>et al.</i> (1989)

Colonie	Année	Individus matures	IC à 95 %	Référence
Île Penguin Sud (TN)	2018	17 074	8 108	Jenkins <i>et al.</i> (2018)
Île Middle Lawn (TN)	1974	22 380	-	Robertson <i>et al.</i> (2002)
Île Middle Lawn (TN)	1975	32 100	-	Robertson <i>et al.</i> (2002)
Île Middle Lawn (TN)	1977	38 954	-	Robertson <i>et al.</i> (2002)
Île Middle Lawn (TN)	2001	27 758	7 702	Robertson <i>et al.</i> (2002)
Île Middle Lawn (TN)	2006	17 546	4 958	Wilhelm (2017)
Île Middle Lawn (TN)	2016	21 580	7 300	Wilhelm (2017)
Île Green (TN)	1978	144 000	-	Cairns <i>et al.</i> (1989)
Île Green (TN)	2001	130 560	35 696	Robertson <i>et al.</i> (2002)
Île Green (TN)	2008	207 766	48 622	Russell (2008)
Île Green (TN)	2015	98 810	26 132	Wilhelm (2017)
Île Outer (anciennement Bon Portage) (NE)	1983	108 000	56 176	Pollet et Shutler (2018)
Île Outer (anciennement Bon Portage) (NE)	1997	94 758	22 338	Pollet et Shutler (2018)
Île Outer (anciennement Bon Portage) (NE)	1998	115 206	24 868	Pollet et Shutler (2018)
Île Outer (anciennement Bon Portage) (NE)	2001	96 486	21 402	Pollet et Shutler (2018)
Île Outer (anciennement Bon Portage) (NE)	2017	77 832	17 498	Pollet et Shutler (2018)
Île Kent (NB)	1966	30 000	-	Cannell et Maddox (1983)
Île Kent (NB)	2000	58 832	12 802	d'Entremont (2020)
Île Kent (NB)	2018	43 286	9 400	d'Entremont (2020)

Annexe 3. Précisions sur les analyses des tendances démographiques élaborées pour l'évaluation de la situation de l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique (G.J. Robertson, données inédites)

Un modèle simple de type état-espace a été utilisé pour évaluer les tendances démographiques des colonies d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique de l'Est du Canada. La situation de chaque colonie (taille réelle de la population à un moment t , x_t) ne peut être observée directement, mais des estimations de la taille des colonies et des valeurs d'erreur connexes sont disponibles pour certaines années ($y_t \pm \sigma_t$). À partir des estimations annuelles de la taille des colonies, il est possible de faire une analyse des séries chronologiques fondée sur l'autocorrélation d'une année à l'autre pour estimer les tendances. Cependant, seulement 2 à 5 relevés d'océanites étaient disponibles pour cette période de 44 ans, d'où le recours à une régression de Poisson simple pour modéliser les tendances.

Un effet aléatoire a été inclus pour les tendances spécifiques aux colonies afin de tenir compte des différences possibles dans les tendances globales entre toutes les colonies. Le modèle allait comme suit, où t est le moment (ou l'année), et c , la colonie :

$$\begin{aligned}
 x_{ct} &\sim \text{Poisson}(\mu_{ct}) \\
 E(x_{ct}) &= \mu_{ct} \text{ et } \text{Var}(x_{ct}) = \mu_{ct} \\
 \log(\mu_{ct}) &= \beta_0 + \beta_1 \times t + \beta_{2c} \times \text{colonie}_c + b_c \times \text{colonie}_c \times t \\
 y_{ct} &\sim N(x_{ct}, \sigma_{ct}) \\
 b_c &\sim N(0, \sigma_{\text{tendance}})
 \end{aligned}$$

Le modèle a été ajusté selon un cadre bayésien à l'aide de JAGS (Plummer, 2003), avec l'interface r2jags (Su et Yajima, 2015). Des données floues a priori ont été utilisées pour tous les paramètres de régression. Puisque la taille des colonies comporte des différences d'ordre de grandeur (le nombre d'individus dans les colonies varie de centaines à des millions d'individus), des valeurs de départ et des données a priori non nulles ont été attribuées à la taille de la colonie de référence (β_0 ; ~ 12 sur l'échelle logarithmique naturelle). On a également assigné des valeurs a priori d'une moyenne de 0 et des variances de 10 000 à d'autres ordonnées à l'origine et tendances. La variance de l'effet aléatoire des tendances (σ_{tendance}) a été modélisée avec une valeur a priori basée sur la moitié d'une distribution t de Student (valeurs positives seulement), avec une moyenne de 0, une variance de 625 et 4 degrés de liberté (Robertson *et al.*, 2017). Les modèles ont été exécutés avec 3 chaînes MCMC (Monte Carlo par chaîne de Markov), chacune avec 10 000 itérations, en plus d'une période de rodage de 5 000 itérations. Le brassage a été évalué après 15 000 itérations par un examen visuel des chaînes MCMC et des valeurs R coiffé d'un accent circonflexe (qui devraient être de moins de 1,1; Gelman *et al.*, 2013). Les distributions *a posteriori* des valeurs annuelles prévues ont également été calculées et extraites aux fins de traçage des courbes. Dans certains cas, le brassage n'a pas bien réussi; généralement, une des trois chaînes prenait une trajectoire différente. On a résolu le problème en exécutant d'autres itérations (10 000 ou 20 000 autres itérations) ou en recommençant la passe du modèle et en ajustant la valeur initiale de l'ordonnée à l'origine de la colonie de référence. Pour calculer et tracer les tendances spécifiques des colonies,

une variable d'interaction supplémentaire ($\beta_{3c} \times colonie_c \times t$) a été ajoutée au prédicteur linéaire, et l'effet aléatoire des tendances (b_c) a été supprimé. Les intervalles de crédibilité à 95 % du modèle bayésien, tirés des distributions a posteriori des chaînes MCMC, sont présentés pour toutes les estimations des paramètres.

Annexe 4. Tableau d'évaluation des menaces pour l'Océanite cul-blanc de l'Atlantique au Canada

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Océanite cul-blanc (population de l'Atlantique)		
Identification de l'élément		Code de l'élément	
Date (Ctrl + « ; » pour la date d'aujourd'hui)	13 janvier 2020		
Évaluateurs	Sabina Wilhelm, April Hedd, Greg Robertson, Ingrid Pollet (rédacteurs), Richard Elliot (coprésident du SCS), David Fraser (animateur), Marie-France Noël (Secrétariat du COSEPAC), Courtney Baldo, Louise Blight, Neil Burgess, Josh Cunningham, Dave Fifield, Marcel Gahbauer, Carina Gjerdrum, Rielle Hoeg, Andy Horn, Jessica Humber, Elsie Krebs, Bob Mauck, Mark McGarrigle, Pam Mills, Bill Montevecchi, Allison Moody, Jean-François Rail, Michael Rodway, Rob Ronconi, Donald Sam, Dave Shutler, Iain Stenhouse, Laura Tranquilla		
Références	D'après l'ébauche du rapport de situation sur l'Océanite cul-blanc (population de l'Atlantique) (novembre 2019) et l'ébauche du calculateur des menaces (janvier 2020)		
Guide pour le calcul de l'impact global des menaces	Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact		
	Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité
			Minimum de la plage d'intensité
	A	Très élevée	0
	B	Élevée	0
	C	Modérée	4
	D	Faible	0
	Impact global des menaces calculé :		Élevé
	Valeur de l'impact global attribuée :		Élevé
	Ajustement de la valeur de l'impact – justification :		
	Impact global des menaces – commentaires :		L'Océanite cul-blanc (population de l'Atlantique) a été évalué en tant qu'une seule unité désignable. La durée d'une génération est estimée à 14,8 ans.

Menace	Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiété	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial				
1.1	Zones résidentielles et urbaines				
1.2	Zones commerciales et industrielles				Les effets des lumières vives provenant des développements industriels qui entraînent la désorientation et les échouages sont abordés à la Catégorie 9.6 : Apports excessifs d'énergie.
1.3	Zones touristiques et récréatives				

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédieteté	Commentaires
2	Agriculture et aquaculture						
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						
2.3	Élevage de bétail						
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						
3	Production d'énergie et exploitation minière	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Les adultes et les juvéniles ayant récemment pris leur envol peuvent mourir à cause de chocs physiques avec les structures extracôtières d'exploration et de production d'hydrocarbures et les navires de ravitaillement, d'échouages sur des structures et des navires, de la prédation par des prédateurs aviaires, de l'incinération par des torchères, de la désorientation causée par des lumières ou des torchères, et de la dépense énergétique non nécessaire. Les effets des lumières et des torchères sont liés à la Catégorie 9.6 : Apports excessifs d'énergie . L'Océanite cul-blanc est l'espèce d'oiseau marin le plus souvent observée échouée sur des plateformes extracôtières dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. Le plus grand nombre d'échouages se produit durant la période de l'envol. L'espèce fait probablement face à des menaces semblables dans ses lieux d'hivernage au large de l'Afrique occidentale et de l'est du Brésil.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						
3.3	Énergie renouvelable		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée-faible	La construction prévue de parcs éoliens extracôtières dans le golfe du Maine aura des effets d'une portée et d'une gravité encore inconnues sur les Océanites cul-blanc des colonies de la baie de Fundy.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4	Couloirs de transport et de service						
4.1	Routes et voies ferrées						
4.2	Lignes de services publics						
4.3	Voies de transport par eau						
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques						
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						
5.2	Cueillette de plantes terrestres						
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois						
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques						La pêche commerciale n'a pas d'impact direct important sur l'Océanite cul-blanc ou ses sources de nourriture. Les effets possibles sur l'écosystème des pêches à grande échelle sont abordés à la Catégorie 7.3 : Autres modifications de l'écosystème.
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Des activités telles que la randonnée et le camping peuvent être pratiquées sur des îles non officiellement protégées qui abritent une colonie, ce qui peut entraîner la destruction de terriers de nidification et la perturbation d'oiseaux reproducteurs.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Bien qu'ils soient conçus de manière à réduire le plus possible les effets sur les Océanites cul-blanc reproducteurs, les relevés et les activités de recherche dans les colonies de l'Atlantique canadien peuvent perturber certains oiseaux nicheurs et leur terrier. Les effets à l'échelle de la population sont vraisemblablement négligeables.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7	Modifications des systèmes naturels		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						
7.3	Autres modifications de l'écosystème		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le broutage par les moutons domestiques, le lièvre d'Amérique et le cerf de Virginie a causé une dégradation de l'habitat sur certaines îles de nidification, comme les îles Kent et Outer (anciennement Bon Portage). Il est à noter que le lièvre d'Amérique a été éradiqué avec succès de l'île Kent en 2007. Les pêches à grande échelle peuvent avoir des conséquences sur les structures communautaires marines et la disponibilité de nourriture, bien que la plupart des changements soient confinés aux eaux du plateau plutôt qu'aux eaux plus profondes où les océanites recherchent généralement de la nourriture.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématique	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Les animaux domestiques, comme les chats et les chiens, et les mammifères non indigènes introduits, peuvent avoir des effets dévastateurs en exerçant une prédation sur les œufs, les nids et les adultes d'océanites dans les colonies. L'introduction des rats dans l'île Seal, en Nouvelle-Écosse, a entraîné la disparition de l'espèce de l'île en 1959. Le vison d'Amérique a été introduit à Terre-Neuve dans des élevages commerciaux. Il peut avoir des effets dévastateurs dans les colonies, car il peut tuer un nombre important d'adultes reproducteurs en une courte période.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.2	Espèces indigènes problématiques	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Les prédateurs aviaires indigènes constituent une menace directe dans plusieurs des plus grandes colonies, et les populations de plusieurs espèces de prédateurs, notamment le Goéland argenté et le Goéland marin, sont maintenues à des niveaux artificiellement élevés grâce à l'accès à de la nourriture provenant de sources anthropiques, comme les élevages de visons, les lieux d'enfouissement, les navires de pêche et les établissements de transformation du poisson. Chaque année, les goélands causent la mort de 50 000 à 100 000 océanites sur les îles Great et Gull. Le renard roux pourrait avoir contribué aux récents déclin de l'espèce au Québec. Sur l'île Baccalieu, une ancienne population résidente de renards a tué environ 31 000 individus annuellement, mais a disparu entre 1985 et 2013; par contre, la petite population de goélands qui se trouve maintenant dans cette île devrait s'accroître. La croissance des populations de Macareux moines entraîne le déplacement de l'habitat de nidification des océanites vers les îles Baccalieu, Gull et Great.
8.3	Matériel génétique introduit						
9	Pollution	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Les océanites entrent en contact avec des films d'hydrocarbures à la surface de l'océan causés par les rejets opérationnels réguliers et autorisés d'hydrocarbures des activités pétrolières et gazières extracôtières et du trafic maritime (navires de charge, navires liés à l'industrie pétrolière et navires de pêche). Le contact avec ces films peut avoir réduit la qualité hydrophobe du plumage des oiseaux. Les déversements d'hydrocarbures provenant de plateformes extracôtières et de navires peuvent occasionnellement perturber les océanites en mer.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.4	Déchets solides et ordures	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	L'Océanite cul-blanc serait particulièrement sujet à l'ingestion de matières plastiques. Les adultes ingèrent de petites particules de plastique et les donnent à leurs petits, ce qui pourrait les priver d'aliments nutritifs. Toutefois, une étude récente a permis de noter que la présence élevée de matières plastiques chez les oisillons ne réduisait apparemment pas le succès d'envol. Les plastiques ingérés peuvent également compromettre la santé des individus à cause d'une exposition à des métaux et à d'autres contaminants.
9.5	Polluants atmosphériques		Inconnue	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Des concentrations élevées de mercure ont été observées chez des Océanites cul-blanc adultes dans l'aire de reproduction de l'Atlantique canadien, mais aucun effet sur le succès de reproduction ou le taux de survie des adultes n'a encore été relevé. D'autres études sont en cours pour évaluer les conséquences des charges de mercure sur ces paramètres.
9.6	Apports excessifs d'énergie	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Les lumières artificielles provenant de développements commerciaux et industriels côtiers situés près des colonies désorientent souvent les Océanites cul-blanc qui ont récemment pris leur envol et peuvent causer des échouages de masse durant la période d'envol. Par exemple, plus de 500 juvéniles ont été trouvés morts au cours de 2 nuits dans 2 sites industriels de la baie de la Conception, à Terre-Neuve, en octobre 2018. Des océanites adultes et juvéniles s'échouent souvent la nuit sur des navires de pêche, des navires de charge ou des navires servant à l'industrie des hydrocarbures ainsi que sur des plateformes pétrolières lorsqu'ils sont désorientés par des lumières vives. Les océanites sont souvent attirés par les grosses torchères des plateformes extracôtières et des installations de transformation à terre, ce qui peut leur être fatal.
10	Phénomènes géologiques						
10.1	Volcans						
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
10.3	Avalanches et glissements de terrain						
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	La structure du réseau trophique de l'écosystème marin de l'Atlantique Nord-Ouest a subi des changements importants au début des années 1990, ce qui a eu des conséquences sur la disponibilité d'espèces proies de l'espèce. La modélisation des tendances à long terme permet de prévoir qu'avec l'évolution des changements climatiques la production primaire nette diminuera dans les zones à faible latitude, où une proportion importante de la population d'Océanites cul-blanc de l'Atlantique passe l'hiver. Cela pourrait réduire la qualité de l'habitat d'hivernage ainsi que le taux de survie. Une hausse des températures à la surface de la mer qui dépasse un point critique peut avoir des effets sur l'efficacité de la quête de nourriture et entraîner une réduction du succès de reproduction, comme on peut l'observer depuis la fin des années 1980 dans le golfe du Maine. Bien que le succès de reproduction dans les colonies de Terre-Neuve soit encore relativement élevé, il pourrait diminuer au cours des dix prochaines années, à mesure que la température de l'eau continue de grimper.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						Il n'y a aucune menace directe prévue attribuable aux températures extrêmes, et les changements écosystémiques relatifs à la hausse des températures sont abordés à la Catégorie 11.1 : Déplacement et altération de l'habitat.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11.4	Tempêtes et inondations	D	Faible	Restreinte-petite (1-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	À cause des changements climatiques, les phénomènes météorologiques violents, comme les tempêtes, devraient augmenter en fréquence et en gravité, et il pourrait y avoir des inondations de terriers de nidification, où des œufs et des oisillons pourraient mourir noyés. Les phénomènes météorologiques violents durant la migration pourraient faire augmenter la fréquence des échouages de masse et leurs effets sur la survie et le recrutement.

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP; Salafsky *et al.* (2008)